



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIA DE ALIMENTOS

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO DA ÁGUA INDUSTRIAL ORIUNDA DE
UMA INDÚSTRIA PROCESSADORA DE PESCADO UTILIZANDO *Aphanothece
microscopica* Nägeli**

Eng^a Adriana Gonçalves da Silva Manetti

Prof^a Dr^a Maria Isabel Queiroz
Orientadora

**RIO GRANDE, RS
2008**



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIA DE ALIMENTOS

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO DA ÁGUA INDUSTRIAL ORIUNDA DE
UMA INDÚSTRIA PROCESSADORA DE PESCADO UTILIZANDO *Aphanothece*
*microscopica Nägeli***

Eng^a Adriana Gonçalves da Silva Manetti

Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do título de Mestre
em Engenharia e Ciência de Alimentos

Prof^a Dr^a Maria Isabel Queiroz
Orientadora

RIO GRANDE, RS

2008

AGRADECIMENTOS

Quero expressar meus sinceros agradecimentos e profundo reconhecimento a todos aqueles que de alguma forma contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho:

À Professora Dr.^a Maria Isabel Queiroz que acreditou no meu potencial, agradeço a amizade, orientação científica, incentivo, apoio, disponibilidade e em especial a confiança depositada na realização deste trabalho. São os meus mais sinceros respeito e admiração pelo exemplo de profissional e pessoa;

Aos meus pais, Iolanda e Dary por toda a dedicação na minha formação, por sempre me apoiar, incentivar e dar força nas minhas decisões. E acima de tudo pelo carinho, atenção e compreensão nos momentos ausentes.

Ao meu querido esposo e acima de tudo companheiro, Leonardo Manetti, pelo amor, paciência, sugestões e por sempre estar ao meu lado. Razão fundamental para a conclusão deste trabalho e por pensar em um futuro extremamente feliz!

Um agradecimento especial ao amigo e colega Márcio Hornes, pela grande ajuda, paciência e incentivo o que tornou cada dia de trabalho mais agradável, fundamental para realização deste trabalho;

A nova amiga que tive a oportunidade de conhecer, Marina Mitterer, que com sua simplicidade me ajudou a acreditar que quando queremos alguma “coisa” temos que acreditar que é possível.

A Liziane Garcia, pelo convívio no Laboratório e amizade.

Aos colegas do curso de pós-graduação pela amizade.

À empresa Ipiranga, em especial a Eng. Roberta Miranda Teixeira, pela disponibilidade e realização das análises de metais, fundamentais para conclusão deste trabalho.

Aos Professores do programa de pós-graduação pelos conhecimentos e aprendizado adquirido;

Aos professores convidados, Reinaldo Gaspar Bastos, Luiz Antonio de Almeida Pinto e Carlos Prentice-Hernández.

Ao coordenador do curso de pós-graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos, Prof. Dr. Jorge Alberto Oliveira da Costa.

Aos funcionários e em especial a Maria da Graça Oliveira, pela prestatividade e constante colaboração.

À Fundação Universidade Federal do Rio Grande pela formação profissional.

Ao Governo Federal representado pela CAPES, pela bolsa de estudos.

À Deus, pela força e pela vida.

“Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo, qualquer um pode começar agora e fazer
um novo fim.”

Francisco Cândido Xavier.

SUMÁRIO

| | |
|---|------|
| AGRADECIMENTOS..... | ii |
| SUMÁRIO..... | iv |
| LISTA DE TABELAS..... | vii |
| LISTA DE FIGURAS..... | viii |
| NOMENCLATURA..... | ix |
| CAPITULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL..... | 1 |
| RESUMO | 12 |
| ABSTRACT | 13 |
| 1 INTRODUÇÃO | 15 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 19 |
| 2.1 Efluentes Industriais..... | 19 |
| 2.1.1 Efluentes do processamento do pescado..... | 20 |
| 2.2 Cianobactéria | 22 |
| 2.2.1 Utilização de cianobactéria no tratamento de efluentes..... | 26 |
| 2.2.2 <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli..... | 29 |
| 2.3 Reúso de águas residuárias | 30 |
| 2.3.1 Coagulação/Floculação..... | 34 |
| 3 REFEÊNCIAS BIBILOGRÁFICA..... | 26 |
| APLICAÇÃO DE COAGULANTES NO PRÉ-TRATAMENTO DO EFLUENTE DA PESCA UTILIZANDO UM PLANEJAMENTO FATORIAL..... | 34 |
| RESUMO | 44 |
| ABSTRACT | 45 |
| 1 INTRODUÇÃO | 46 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS..... | 47 |
| 2.1 Obtenção do Efluente | 47 |
| 2.2 Tratamento com coagulantes | 48 |
| 2.2.1 Experimentos em Teste de Jarros..... | 48 |
| 2.2.2 Planejamento Experimental | 48 |
| 2.3 Avaliação dos Resultados..... | 49 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 50 |
| 4 CONCLUSÃO | 56 |

| | |
|--|----|
| 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 57 |
| SEPARAÇÃO DA BIOMASSA DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA TRATADO COM CIANOBACTÉRIA..... | 59 |
| RESUMO | 59 |
| ABSTRACT | 60 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 61 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS..... | 62 |
| 2.1 Obtenção do efluente..... | 62 |
| 2.2 Preparo do inóculo | 63 |
| 2.3 Desenvolvimento dos experimentos..... | 63 |
| 2.4 Separação da biomassa gerada..... | 63 |
| 2.4.1 Procedimentos dos testes com os coagulantes | 63 |
| 2.4.2 Planejamento Experimental | 64 |
| 2.5 Avaliação dos resultados | 65 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 65 |
| 3.1 Eficiência de remoção de nutrientes, sólidos e turbidez por <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli..... | 65 |
| 3.2 Determinação das condições de separação da biomassa do efluente tratado por cianobactéria através do processo de coagulação/floculação..... | 67 |
| 3.2.1 Eficiências de remoção dos parâmetros de matéria orgânica e sólidos no efluente após tratamento com <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli e submetido ao efeito de coagulantes..... | 68 |
| 3.3 Efeitos e influência das variáveis tipo de coagulante, concentração e pH na remoção de DQO, sólidos e turbidez no efluente tratado por <i>Aphanothece</i> | 69 |
| 4 CONCLUSÃO..... | 75 |
| 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 75 |
| AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA POR <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli ASSOCIADO AO USO DE COAGULANTES – POSSIBILIDADE DE REÚSO DA ÁGUA RESIDUÁRIA..... | 79 |
| RESUMO | 79 |
| ABSTRACT | 79 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 81 |

| | |
|---|----|
| 2 MATERIAL E MÉTODOS..... | 82 |
| 2.1 Obtenção do efluente..... | 82 |
| 2.2 Preparo do inóculo | 83 |
| 2.3.1 Desenvolvimento dos experimentos..... | 84 |
| 2.3.2 Separação da biomassa gerada..... | 84 |
| 2.4 Avaliação dos resultados | 84 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 85 |
| 4 CONCLUSÃO | 90 |
| 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 90 |
| CONCLUSÃO GERAL..... | 95 |

LISTA DE TABELA

| | |
|---|----|
| APLICAÇÃO DE COAGULANTES NO PRÉ-TRATAMENTO DO EFLUENTE DA PESCA UTILIZANDO UM PLANEJAMENTO FATORIAL..... | 34 |
| Tabela 1. Matriz do planejamento experimental..... | 38 |
| Tabela 2 Concentração dos parâmetros avaliados após tratamento com coagulantes e eficiência de remoção..... | 40 |
| Tabela 3 Efeitos principais e interação entre a remoção de DQO, turbidez e sólidos no efluente da indústria da pesca..... | 41 |
| Tabela 4. Modelos das respostas para o efluente da pesca utilizando os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio como tratamento..... | 43 |
| Tabela 5. ANOVA para as respostas DQO, turbidez, sólidos suspensos e sólidos voláteis..... | 43 |
| Tabela 6. Diferença de médias segundo teste “Tukey”..... | 46 |
| | |
| SEPARAÇÃO DA BIOMASSA DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA PESCA TRATADO COM CIANOBACTÉRIA..... | 49 |
| Tabela 1. Matriz do planejamento experimental..... | 54 |
| Tabela 2. Remoção de nutrientes, sólidos e turbidez do efluente da indústria da pesca tratado por cianobactéria..... | 55 |
| Tabela 3. Concentração dos parâmetros avaliados após tratamento com coagulantes e eficiência de remoção..... | 58 |
| Tabela 4. Análise dos efeitos dos fatores concentração de coagulante e pH na remoção de DQO, turbidez e sólidos..... | 59 |
| Tabela 5. Modelos estatísticos para as variáveis respostas, demanda química de oxigênio, turbidez e sólidos para separação da biomassa utilizando os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio..... | 61 |
| Tabela 6. Análise de variância para ajuste dos modelos gerados..... | 63 |
| Tabela 7. Diferenças de médias segundo Tukey para as eficiências de remoções avaliadas..... | 64 |
| | |
| AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA POR <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli ASSOCIADO AO USO DE COAGULANTES – POSSIBILIDADE DE REUSO DA ÁGUA RESIDUÁRIA..... | 70 |
| Tabela 1. Eficiências de remoção dos parâmetros indicados pela Resolução CONAMA nº357/2005, pelos diferentes tratamentos e limites estabelecidos..... | 75 |
| Tabela 2. Diferença das médias segundo teste de Tukey e coeficientes de variação para os parâmetros em estudo..... | 79 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| APLICAÇÃO DE COAGULANTES NO PRÉ-TRATAMENTO DO EFLUENTE DA PESCA UTILIZANDO UM PLANEJAMENTO FATORIAL..... | 34 |
| Figura 1. Representação esquemática da planta de tratamento de efluentes da indústria da pesca e indicação do ponto de coleta..... | 37 |
| Figura 2. Efeito da Concentração e Tipo de Coagulante na remoção de DQO.... | 44 |
| Figura 3. Efeito da Concentração de Coagulante e pH na remoção de DQO..... | 44 |
| Figura 4. Efeito da Concentração do coagulante e pH na remoção de turbidez.. | 45 |
| Figura 5. Efeito do tipo de coagulante e concentração na remoção de turbidez... | 45 |
| SEPARAÇÃO DA BIOMASSA DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA PECA TRATADO COM CIANOBACTÉRIA..... | 49 |
| Figura 1. Representação esquemática da planta de tratamento de efluentes da indústria da pesca e indicação do ponto de coleta..... | 52 |
| Figura 2. Efeito da Concentração e pH na remoção de turbidez..... | 63 |
| Figura 3. Efeito da concentração e pH na remoção de DQO..... | 63 |
| Figura 4. Efeito do tipo de coagulante e pH na remoção de SS..... | 64 |
| AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA POR <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli ASSOCIADO AO USO DE COAGULANTES – POSSIBILIDADE DE REUSO DA ÁGUA RESIDUÁRIA..... | 69 |
| Figura 1. Representação esquemática da planta de tratamento de efluentes da indústria da pesca e indicação do ponto de coleta..... | 72 |
| Figura 2. Representação esquemática das etapas de tratamento visando o reuso de água..... | 73 |

NOMENCLATURA

APHA: American Public Health Association
BG - 11: Brau-Grunow Medium
C/N: razão entre carbono e nitrogênio
CV: coeficiente de variação
DQO: demanda química de oxigênio (mg/L)
E: eficiência de remoção (%)
E_T: eficiência total (%)
EA: efluente tratado por *Aphanothece microscopica* Nägeli
EAC: efluente tratado por Aphanothece e coagulante
EC: efluente tratado por coagulantes
EPT: efluente após tratamentos
ET: efluente do tanque de equalização
F: fonte de variação para 95% de confiança
GL: graus de liberdade
MQ: média quadrática
N₂: nitrogênio atmosférico
NH₃: amônia
N-NH₃: nitrogênio amoniacal (mg/L)
NH₄⁺: íon amônio
N-TK: nitrogênio total Kjeldhal (mg/L)
p: probabilidade de diferença entre médias
pH: potencial hidrogeniônico
P-PO₄⁻³: fósforo como fosfato (mg/L)
r: coeficiente de correlação
R²: coeficiente de determinação
SF: sólidos fixos (mg/L)
SQ: soma dos quadrados
SS: sólidos suspensos (mg/L)
ST: sólidos totais (mg/L)
SV: sólidos voláteis (mg/L)
T: temperatura (°C)

CAPITULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

RESUMO

Nesta dissertação procurou-se demonstrar o potencial de reúso da água residuária resultante do tratamento do efluente do processamento de pescado. Para isso utilizou-se a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli como tratamento secundário associado ao uso de coagulantes. Os dados experimentais geraram três artigos: Artigo 1 “Aplicação de coagulantes no pré-tratamento do efluente da pesca utilizando um planejamento fatorial”; Artigo 2 “Separação da biomassa do efluente da indústria da pesca tratado com cianobactéria”; Artigo 3 “Avaliação do processo de tratamento de efluente da indústria da pesca por *Aphanothece microscopica* Nägeli, associado ao uso de coagulantes – possibilidade de reúso da água residuária”. O primeiro artigo “Aplicação de coagulantes no pré-tratamento de efluente da pesca utilizando um planejamento experimental”, teve como objetivo avaliar o efeito dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio na remoção de matéria orgânica como demanda química de oxigênio (DQO), turbidez e sólidos no efluente da pesca. Realizou-se um planejamento experimental misto ($3^2 \times 2$), com os fatores: coagulantes (cloreto férrico e sulfato de alumínio); concentração de coagulante (50, 300 e 550 mg L⁻¹); pH (6,0; 7,0 e 8,0). Foram consideradas como resposta a concentração de sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e totais (ST), sólidos suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez. As variáveis estudadas foram significativas para todas respostas, com exceção dos (SV). A melhor condição avaliada foi atribuída ao coagulante cloreto férrico na concentração de 550 mg L⁻¹ em pH 8,0. No segundo artigo “Separação da biomassa do efluente da indústria da pesca tratado com cianobactéria”, teve-se por objetivo avaliar o tratamento biológico e efeito dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio na separação da biomassa de *Aphanothece microscópica* Nägeli gerada no tratamento do efluente da indústria de pesca. Foram realizados experimentos com a *Aphanothece* em reator descontínuo com inóculos de 200 mg/L, aeração constante, temperatura de 30 °C, ausência de luminosidade, pH e razão C/N ajustados a 7,8 e 20, respectivamente, e tempo de detenção hidráulica de 30 horas. Para avaliação do uso de agentes coagulantes visando a melhor condição de separação da biomassa foram feitos ensaios em Jar-Test, com agitação rápida de 110 rpm durante 30 segundos, seguida de etapa lenta com velocidade de 50 rpm durante 10 segundos e tempo de sedimentação de 15 minutos. Realizou-se um planejamento experimental fatorial misto com dois e três níveis ($3^2 \times 2$), com os fatores: tipo de coagulante (cloreto férrico e sulfato de alumínio), concentração do coagulante (50; 300; 550 mg L⁻¹) e pH (6,0; 7,0; 8,0). Considerou-se como resposta a concentração de sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e totais (ST), sólidos suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez. Os resultados indicaram remoções de até 85% na DQO, 93% SS, 55% ST, 59% SF e 76% SV com o uso dos agentes coagulantes. A melhor condição avaliada foi o experimento utilizando cloreto férrico na concentração de 300 mg L⁻¹ e pH 7,0, uma vez que os percentuais de remoções dos parâmetros em estudo não diferiram significativamente das máximas eficiências de remoção ($p \leq 5\%$). No terceiro artigo “Avaliação do processo de tratamento de efluente da indústria da pesca por *Aphanothece microscopica* Nägeli, associado ao uso de coagulantes – possibilidade de reúso da água residuária”, teve por objetivo avaliar a possibilidade de reúso da água residuária oriunda do tratamento biológico associado ao uso de coagulante. A água residuária foi avaliada, visando seu reúso em sistemas de refrigeração, tendo como base a remoção dos parâmetros descritos na Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005 para águas da Classe 4, usos menos exigentes. Os resultados indicaram a possibilidade de reúso em sistemas de refrigeração

com importante eficiência no que se refere a eficiência de remoção de amônia (84%), ST (66%), SS (83%), DQO (99%), turbidez (87%), fósforo (99%). Pôde-se verificar que a qualidade da água atingida está próxima daquela requerida pela legislação para reúso neste tipo de sistema e que o efluente da indústria de pesca tem grande potencial para ser reutilizado em sistemas de refrigeração visto que suas características são bastantes próximas das requeridas pela legislação.

Palavras-chave: cianobactéria, tratamento efluente, separação da biomassa, reúso da água.

ABSTRACT

This dissertation aimed at demonstrating the potential of the reuse of the waste water resulting from the treatment of the effluent from fish processing. For this, the cyanobacteria *Aphanothece microscopica* Nägeli was used as secondary treatment associated to the use of coagulants. The experimental data generated three Papers: Paper 1, "Application of coagulants in the daily pre-treatment of the fish effluent using factorial design"; Paper 2 "Separation of the biomass effluent from the fish industry treated with cyanobacteria"; Paper 3 "Evaluation of the process of treatment of fish effluent by *Aphanothece microscopica* Nägeli associated to the use of coagulants - possibility of reuse of the waste water". The first Paper "Application of coagulants in the daily pre-treatment of the fish effluent using factorial design", had as objective to evaluate the effect of the coagulants ferric chloride and aluminum sulphate in the removal of organic substance such as chemical oxygen demand (COD), turbidity and solids in the fish effluent. A mixed experimental design ($3^2 \times 2$) was carried out, with the factors: coagulants (ferric chloride and aluminum sulphate); coagulant concentration (50, 300 and 550 mg L⁻¹); pH (6.0; 7.0 and 8.0). The concentration of fixed solids (FS), volatile solids (VS) total solids (TS), suspended solids (SS), chemical oxygen demand (COD) and turbidity were considered as responses. The studied variables were significant for all responses, with the exception of (VS). The best evaluated condition was attributed to ferric chloride coagulant in the concentration of 550 mg/ L in pH 8.0. In the second Paper "Separation of the biomass effluent from the fish industry treated with cyanobacteria", the objective was to evaluate the biological treatment and effect of the coagulants ferric chloride and aluminum sulphate in the separation of the biomass of *Aphanothece microscopical* Nägeli generated in the treatment of the fish industry effluent. The experiments with the *Aphanothece* were carried out in a batch reactor with 200 mg/L of inoculum, constant aeration, temperature 30 °C, absence of luminosity, pH and ratio adjusted at C/N 7.8 and 20, respectively, and hydraulic detention time of 30 hours. For evaluation of the use of coagulant agents aiming at the best condition of separation of the biomass, assays were done in Jar-Test, with fast agitation of 110 rpm during 30 seconds, followed by slow stage at a speed of 50 rpm during 10 seconds and sedimentation time of 15 minutes. A mixed factorial experimental design with two and three levels ($3^2 \times 2$) was carried out, with the factors: type of coagulant (ferric chloride and aluminum sulphate), concentration of the coagulant (50; 300 and 550 mg L⁻¹) and pH (6.0; 7.0; 8.0). The concentration of fixed solids (FS), volatile solids (VS), total solids (TS), suspended solids (SS), chemical oxygen demand (COD) and turbidity were considered as response. The results indicated removals of up to 85% in COD, 93% SS, 55% TS, 59% FS and 76% VS with the use of the coagulant agents. The best evaluated condition was the experiment using ferric

chloride in the concentration of 300 mg L^{-1} and pH 7.0, since the percentages of removal of the parameters in study did not differ significantly from the maximum efficiencies of removal ($p \leq 5\%$). In the third Paper "Evaluation of the process of treatment of fish effluent by *Aphanothece microscopica* Nägeli associated to the use of coagulants - possibility of reuse of the waste water", the objective was to evaluate the possibility of the reuse of the waste water derived from the biological treatment associated to the coagulant use. The waste water was evaluated, aiming at its reuse in refrigeration systems, based on the removal of the parameters described in the CONAMA Resolution n° 357 of 17/03/2005 for Class 4 waters, less demanding uses. The results indicated the possibility of reuse in refrigeration systems with important efficiency as referred to the efficiency of ammonia removal (84%), TS (66%), SS (83%), COD (100%), turbidity (87%), Phosphorus (99%). It could be verified that the quality of the water attained is next to that required by the legislation for reuses in this type of system and that the fish industry effluent has great potential to be reused in refrigeration systems since its characteristics are quite close to those required by the legislation.

Keywords: cyanobacteria; treatment of the effluent; separation of the biomass.

1 INTRODUÇÃO

As conseqüências ambientais e econômicas da rápida expansão das empresas alimentícias têm gerado discussões em relação à problemática ambiental, promovendo o desenvolvimento de técnicas eficientes para o tratamento de seus efluentes e conseqüente tratamento para reúso das águas residuárias. Uma vez que, as atividades industriais no Brasil respondem por aproximadamente 20% do consumo de água, sendo que, pelo menos 10% é extraída diretamente de corpos d'água e mais da metade é tratada de forma inadequada ou não recebe nenhuma forma de tratamento. Desta forma, o reúso de água originada do tratamento de efluentes tem sido destacado como alternativa para suprir a demanda de água, prática esta realizada por 50% das grandes indústrias, 16% das de médio porte e 11% das de pequeno porte (FORNARI, 2006).

O município de Rio Grande - RS situado no litoral sul do Brasil se caracteriza por ter sua economia voltada para o setor pesqueiro. Isso resulta na geração de considerável volume de efluentes. O processo de industrialização de pescado envolve significativo consumo de água o que equivale a 10L de água por kg de pescado processado. Uma indústria de médio a grande porte processando em média 400 ton/mês de pescado, acarreta 4×10^6 L de água/mês. Este efluente gerado poderia proporcionar importante redução de custos aos sistemas de captação e abastecimento, além de contribuir com o ecossistema, caso fosse reutilizado.

Segundo LIM et al. (2003), o efluente oriundo do processamento de pescado tem sido tratado pelas plantas de tratamento industrial ou municipal com sobrecargas do sistema, ocasionando sério problema em relação ao descarte deste tipo de efluente devido ao elevado volume em que é gerado. Mesmo tratado e dentro dos padrões de qualidade, estas águas residuárias contém consideráveis quantidades de matéria orgânica, fósforo, nitrogênio entre outros compostos que, quando lançadas ao meio ambiente causam algum impacto às águas costeiras.

Outro fato que justifique o reúso de águas residuárias está na sistemática de outorga e cobrança pelo uso da água, que vem sendo implementada pela Agência Nacional das Águas - ANA, na qual a indústria será duplamente penalizada, tanto em termos de captação de água como em relação ao lançamento de efluentes. O reúso e reciclagem na indústria passam a se constituir, portanto, ferramentas de gestão fundamentais para a sustentabilidade da produção industrial, uma vez que estas águas

residuárias poderiam ser reutilizadas na produção de água para caldeiras, em sistemas de resfriamento como água de reposição, lavagem de peças, equipamentos, pisos e como água de processos (FORNARI, 2006).

As técnicas de tratamento de efluentes convencionais e avançadas consistem de uma combinação de processos físicos, físico-químicos e biológicos para remover sólidos sedimentáveis, em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, metais, ânions, nutrientes e organismos patogênicos. Na ótica do desenvolvimento sustentável, os processos de tratamento de efluentes líquidos devem ser encarados como fluxogramas para recuperação de insumos e energia, e não apenas adequação da qualidade da água. Esta visão favorece o investimento em tecnologias inovadoras, pois a água adquire valor econômico como alternativa de suprimento e diminuição de custos. Dentro deste contexto, técnicas avançadas de tratamento de efluentes líquidos exercem um papel fundamental no tratamento e gerenciamento de efluentes industriais, com o objetivo de atingir padrões de qualidade sustentáveis para o ambiente aquático, proteção da saúde pública e para reúso e recirculação da água.

Ao avaliar tecnologias otimizadas de tratamento de efluentes visando o reúso da água, as principais considerações são a confiabilidade operacional de cada processo ou operação unitária e a capacidade global de tratamento a fim de atender aos padrões de qualidade requeridos por critérios de reaproveitamento de água, dependendo do uso. Dentro deste cenário, técnicas que possibilitem o reúso de efluentes tem sido estudadas, como tratamentos biológicos associados ao uso de agentes coagulantes surgem como uma alternativa, para suprir requisitos de qualidade no tratamento de águas residuárias (SUTHANTHARARAJAN et al., 2004).

Entre os microrganismos estudados nos processos biológicos estão as cianobactérias, as quais constituem um dos maiores subgrupos de procariontes Gram negativos e fotossintetizante. Demonstram alta eficiência na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, além de apresentarem curto tempo de geração e fácil cultivo em pequenas áreas (GONZÁLES et al., 1997; MARTINEZ et al., 2000, NUÑEZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2004, QUEIROZ et al., 2007). Estas características fazem destes microrganismos importante alternativa a serem utilizadas como tratamento e/ou pós tratamento de efluentes visando o reúso de água residuária.

A utilização da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli, de representativa ocorrência nos corpos hídricos adjacentes a cidade do Rio Grande – RS, vem sendo estudada como elemento removedor de compostos dos efluentes de

indústrias de alimentos com importantes resultados em pesquisas gerenciadas a nível piloto (QUEIROZ et al., 2000; QUEIROZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2002; HORNES & QUEIROZ, 2004; HORNES & QUEIROZ, 2004a; QUEIROZ et al., 2004; HORNES & QUEIROZ, 2005; QUEIROZ et al., 2006; QUEIROZ et al., 2007). No entanto, como tratamento biológico no efluente do processamento de pescado para posterior reutilização desta água residuária nenhum trabalho foi realizado.

A adoção de processos que possibilitem o reúso de efluentes tratados é um assunto de suma importância. No Brasil, concentra-se de 13 a 15% da água de todo o planeta. No entanto existe uma divisão irregular dos mananciais hídricos no país. Deste total, 80% estão concentradas na Amazônia, região que possui apenas 5% da população do país os restantes 20% concentram-se nas regiões onde vivem 95% da população. E é neste ponto que a questão da política do reúso da água se une à questão ambiental da proteção aos mananciais e ao saneamento básico, tornando-se necessários, projetos, mecanismos e tecnologias para a melhoria da qualidade dos corpos d'água. Em face disto o trabalho tem por objetivo avaliar o potencial de reúso da água resultante do tratamento do efluente de uma indústria de pesca.

CAPITULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Efluentes Industriais

À medida que a água é utilizada nos processos industriais ela vai incorporando várias substâncias, fazendo com que suas características sejam alteradas significativamente, de modo a torná-la um efluente (GUERRERO et al., 1999; BERARDINO et al., 2000; MIERZWA & HESPANHOL, 2000).

As características de efluentes industriais variam largamente de indústria para indústria, e ainda na mesma indústria dependendo de fatores como materiais usados e processos empregados. Os efluentes produzidos pelas indústrias de alimentos são caracterizados por alto conteúdo de matéria orgânica, constituída por compostos facilmente biodegradáveis, como carboidratos, proteínas e lipídios (GUERRERO et al., 1999, BERARDINO et al., 2000).

As concentrações em matéria orgânica e sólidos suspensos nos efluentes industriais podem apresentar variações significativa durante o dia. Um exemplo disso são os efluentes oriundos da indústria de laticínios que diferem largamente tanto em quantidade como em qualidade dependendo do tipo de produto processado. Muitos destes produtos são manufaturados separadamente, fazendo com que a carga poluente apresente mudanças ao longo do período de produção. A carga de compostos orgânicos neste tipo de efluente é determinada pela quantidade de lactose, lipídios e proteínas, e a relação entre estas substâncias pode ser extremamente variada, o que afeta a sua susceptibilidade ao tratamento biológico. Em função disso é observada uma redução na eficiência das plantas de tratamento de efluentes das indústrias de laticínios (JANCZUKOWICZ et al., 2007).

Os efluentes gerados a partir da industrialização de frutas e hortaliças apresentam aproximadamente 75% do total de matéria orgânica solúvel (BERTOLA et al., 1999). Algumas dessas indústrias variam a produção durante o ano, tal como a matéria prima que elas processam dependem da estação do ano, como consequência o efluente resultante varia significativamente durante o ano tanto em quantidade como nas características (LYBERATOS et al., 1997; MOHSEN & JABER, 2002; JANCZUKOWICZ et al., 2007).

Dependendo do ramo industrial e da tecnologia adotada, a água resultante dos processos industriais pode carregar resíduos tóxicos, como metais pesados e restos de

materiais em decomposição. Estima-se que a cada ano acumulem-se nas águas de 300 mil a 500 mil ton. de dejetos provenientes das indústrias (SAUTCHÚK, 2003).

MOHSEN & JABER (2002), analisando o efluente de 30 indústrias verificaram que é descartado em média 10 m³/dia de efluentes. Destes 4.400 m³/dia são descartados no sistema público de esgoto, com a contribuição de 19 indústrias de alimentos que descartam 5,3 ton DBO/dia, dos quais 2,2 ton DBO/dia são liberados no sistema de esgoto público.

No que diz respeito aos diferentes graus de contaminação de efluentes industriais, BASHAN et al. (2002) reportam que os íons fosfato e amônio são os principais contaminantes do efluente agroindustriais. QUEIROZ & KOETZ, (1997) caracterizaram o efluente da parboilização do arroz em relação à concentração de N-TK, DQO, N-NH₃ e P-PO₄⁻³, obtendo valores entre 28,35-139,8 mg/L para N-TK, 1742,8-4422,9 mg/L de DQO, 11,27-34,57 mg/L de N-NH₃ e P-PO₄⁻³ entre 11,75-93,9 mg/L.

As descargas de efluentes de indústrias têxteis são caracterizadas por ter alta demanda química de oxigênio em relação à demanda bioquímica de oxigênio e possuir cor intensa. Sendo o maior problema da poluição da indústria têxtil, o controle da cor e da DQO, que são resistentes aos tratamentos convencionais (XIJUN HU & LECHENG, 2001).

Segundo KALAVATHI et al. (2001) o efluente de destilaria, proveniente principalmente do melaço utilizado como matéria-prima, possui alta carga orgânica, o que pode ser observado nos altos valores de DBO e DQO, os quais apresentam concentrações em torno de 45000mg/L e 100000mg/L, respectivamente.

O grau de poluição do efluente de uma fábrica de processamento de pescado este dependerá de vários parâmetros. Os mais importantes são o tipo de operação que está sendo realizada e as espécies que estão sendo processadas (GONZALES, 1995; AFONSO & BÓRQUEZ, 2002).

HORNES & QUEIROZ (2004) caracterizaram o efluente oriundo de uma indústria de processamento de pescado local quanto aos parâmetros pH, DQO, NTK, N-NH₃, P-PO₄⁻³, Óleos e Graxas, Sólidos Sedimentáveis e Sólidos Suspensos, constatando-se uma grande variabilidade nos parâmetros analisados.

2.1.1 Efluentes do processamento do pescado

Como em qualquer outro processamento industrial, as operações de processamento de pescado produzem efluentes, os quais contêm matéria orgânica na

forma solúvel, coloidal e particulada. Dependendo da operação, o grau de contaminação pode ser pequeno, como nas operações de lavagem, médio no fileteamento, ou alto, na drenagem de sangue de tanques de estocagem de pescado (GONZÁLEZ, 1995).

As fábricas de processamento de pescado geram efluentes bastante poluídos, os quais comumente são descarregados diretamente nas áreas costeiras. Isto representa um dos principais problemas ambientais detectados em regiões com tradição pesqueira (ASPÉ et al., 1997; GUERRERO et al., 1997; CONTRERAS et al., 2000; LIM et al., 2003).

Os efluentes são gerados em diversas etapas do processamento do pescado, tais como: recepção do pescado, condensação nas câmaras frigoríficas, evisceração, salmoura, acondicionamento em latas, cozimento, adição do óleo, recravamento das latas, lavagens das latas, autoclavagem e lavagens para resfriamento. Além das águas de lavagens do pescado temos também as lavagens de pisos e equipamentos. Estes efluentes são compostos da matéria orgânica oriunda do processamento do pescado, dos produtos utilizados em limpezas e pelo sal das salmouras descartadas (GONZÁLEZ, 1999).

AFONSO & BÓRQUES (2002) reportam que uma planta com capacidade de processar 100 toneladas de pescado por hora gera, em média, 1100 m³/h de efluente, o qual contém alta quantidade de matéria orgânica. Essa quantidade se distribui entre as épocas de maior captura, pois, enquanto em alguns meses a fábrica processa uma grande quantidade de matéria-prima, em outros trabalha somente com o que está estocado.

Os efluentes das indústrias de pesca são caracterizados por apresentarem um conteúdo elevado de matéria orgânica (700-3000 mgDQO/L), parte disso presente como sólidos suspensos, 5-40g sólidos voláteis suspensos/L e fração protéica maior do que 70% da matéria orgânica (GUERRERO et al., 1997; LUCAS, 1999). Segundo LIM et al. (2003), os resíduos sólidos incluem pescado inteiro, vísceras, espinhas e pedaços de carne, que são resíduos das etapas de evisceração e fileteamento, enquanto que a geração de efluentes líquidos resulta principalmente da limpeza da fábrica, lavagem da matéria-prima e lavagem do pescado eviscerado. Estes efluentes apresentam pH próximo ao neutro (6,2-7,0), DQO média de 4300 mgO₂/L, DBO 1700 mgO₂/L, e óleos e graxas superiores a 800 mg/L.

Para tratamento de efluentes torna-se necessário o conhecimento das suas características físico-químicas das águas residuárias, de maneira a determinar o impacto

ambiental e adequar os despejos aos parâmetros da legislação bem como técnicas e instalações eficientes no tratamento (SALVATO, 1972).

HORNES & QUEIROZ (2004) caracterizaram o efluente oriundo de uma indústria de processamento de pescado quanto ao parâmetro DQO, N-TK, PPO_4^{-3} , óleos graxos. Foram encontrados valores médios de DQO, N-TK e P- PPO_4^{-3} de 1900, 160 e 14 mg/L respectivamente. Verificam ainda que grande parte da matéria orgânica é composta por óleos e graxas.

HORNES & QUEIROZ (2004a) monitoraram diferentes etapas do processo de tratamento de efluente de uma indústria de pesca, propondo ajustes nos parâmetros operacionais de um reator anaeróbio de mistura perfeita que compõe o sistema de tratamento deste efluente a partir de experimentos pilotos. Ficou demonstrado a necessidade de um pós-tratamento para adequar o efluente aos padrões de emissão exigidos pela legislação.

O estudo de cianobactérias e microalgas de uma forma geral em instalações de tratamento de efluentes tem sido amplamente estudado para a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes (GONZÁLEZ et al., 1997; LALIBERTÉ et al., 1997; MARTÍNEZ et al., 2000; TAM & WONG, 2000; HORNES & QUEIROZ, 2004; QUEIROZ et al., 2006; QUEIROZ et al., 2007).

Estes microrganismos agem como agentes de purificação altamente eficientes, pois não somente usam nutrientes inorgânicos como também contribuem para a purificação dos corpos receptores pela produção de oxigênio e remoção de metais (SANCHO et al., 1999), com a vantagem de não gerar poluição adicional (CRAGGS et al., 1997).

2.2 Cianobactéria

A origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (SALOMON, 1996; DAVID et al., 2007). Por esse motivo podem ser consideradas como as responsáveis por uma importante transformação evolutiva que levou ao desenvolvimento do metabolismo aeróbio e ao subsequente surgimento das plantas superiores e animais (SALOMON, 1996).

As cianobactérias apresentam-se como o maior subgrupo de microrganismos procariontes Gram-negativos existente, e caracterizam-se por possuir um habitat

amplamente diversificado, podendo crescer em ambientes aquáticos e terrestres (LEM et al., 2003).

A fosforilação fotossintética (produção de ATP) nas células da cianobactéria ocorre via transporte de elétrons, da mesma forma que ocorre em algas eucarióticas e plantas superiores. Podem ainda desfrutar de metabolismos auxiliares para obtenção de energia, como fixar nitrogênio atmosférico utilizando-se de células especializadas chamadas heterocistos, ou promover a respiração tendo como receptor de elétrons o oxigênio (ARDELEAN & ZARNIA, 1998; LEM et al., 2003).

As cianobactérias, cianofíceas ou algas azuis, são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, sua organização celular demonstra que esses microrganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias (SALOMON, 1996; TAMAGNINI et al., 2007).

Em termos evolutivos as cianobactérias representam um elo entre as bactérias e as plantas verdes. Sua organização celular procariótica caracteriza-se pela ausência de organelas envoltas por membranas, tais como núcleo definido, cloroplastos ou mitocôndrias, e por isso, assemelham-se as bactérias. Neste tipo de organização celular o material genético bem como todo aparato fotossintético e sistema respiratório não estão separados uns dos outros e do resto da célula por membranas envoltórias. O protoplasma é protegido por uma parede celular que possui estrutura e composição química semelhante às bactérias Gram-negativas. Seu principal modo de nutrição, a fotossíntese envolvendo liberação de oxigênio, é similar ao de todas outras algas nucleadas, ou eucarióticas, e plantas superiores (SALOMON, 1996).

A diversidade das cianobactérias é vista nos diversos aspectos estruturais e funcionais da morfologia das células e nas variações em estratégias metabólicas, mobilidade, divisão celular, desenvolvimento e mecanismo de defesa (BARTRAM et al., 1999, citado por LEÃO, 2004). A produção de substâncias extracelulares e toxinas pelas cianobactérias demonstram apenas parte das suas interações com outros microrganismos (CHRISTOFFERSEN, 1996, citado por LEÃO, 2004).

Segundo BURJA et al. (2001), recentemente foram publicados dados que mostram em torno de 150 gêneros e mais de 4000 espécies de cianobactérias de água doce e salgada. Elas têm sido identificadas como um dos grupos mais promissores de

microrganismos dos quais se tem isolado recentemente produtos naturais bioquimicamente ativos.

Cianobactérias, como outros organismos vivos, respondem a mudanças no ambiente físico e químico, com adaptações fisiológicas geneticamente programadas. Condições ambientais produzem conseqüências bioquímicas e induzem adaptações fisiológicas semelhantes (MORI et al., 2003).

LOURENÇO (1997) reporta que os processos de produção e acúmulo de substâncias podem ser relacionados as condições de cultivo empregadas. Desta forma as variáveis ambientais podem ocasionar mudanças na sua composição bioquímica.

Condições de temperatura, luminosidade, pH, salinidade, umidade e concentração de nutrientes são decisivas para o aumento do crescimento de algas e cianobactérias em águas de superfície, tanto marinha como água doce (ROMANO et al., 2000). Entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutroalcalinas (pH 6,0-9,0), temperatura entre 15 °C a 30 °C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

QUEIROZ et al. (2007) avaliaram a eficiência de cianobactéria na remoção de nitrogênio total Kjeldahl (N-TK), matéria orgânica na forma de demanda química de oxigênio (DQO) e produção de proteína unicelular a diferentes razões C/N, tempo de detenção hidráulico, temperatura em reator descontínuo. Os resultados indicaram que a temperatura e a razão C/N influenciaram significativamente na remoção de matéria orgânica e nitrogênio, sendo a razão C/N o fator de maior significância para a variável eficiência de remoção de DQO e tempo de detenção hidráulico para a variável eficiência de remoção de nitrogênio, não havendo diferenças significativas quanto a produção de proteína em relação aos fatores avaliados. A melhor condição indicada para a remoção de N-TK e DQO foi de 30°C, razão C/N de 50 e tempo de detenção hidráulico de 15 h.

O pH é um dos fatores que mais afetam a sua distribuição. Alguns estudos fisiológicos em cianobactérias indicam que a fotossíntese e a fixação de nitrogênio, também são afetadas pelo pH do meio, sendo o intervalo ótimo para a fotossíntese de 7,0 a 10,0 (VALIENTE & LEGANES, 1989; AGUIAR, 1992).

A luminosidade está relacionada à atividade fotossintética e exerce pouca influência no metabolismo respiratório. Os cloroplastos, responsáveis pela fotossíntese, podem ser irreversivelmente destruídos a altas intensidades de luz por longos períodos de tempo (YANG, 2004).

A temperatura ótima para o crescimento de cianobactérias situa-se entre 25 ° C e 35 °C. Para o crescimento das cianobactérias são necessárias quantidades de nutriente, incluindo macronutrientes como carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre e elementos traços como cobalto, molibdênio, manganês e vitaminas (PONTES, 1988).

A agitação é um fator não menos importante para o crescimento destes microrganismos. A agitação evita a sedimentação da biomassa formada, a fotoinibição e a estratificação térmica (LOURA et al., 1987).

A salinidade do meio é outro importante fator físico que afeta o crescimento e a sobrevivência de microrganismos como as cianobactérias, fazendo com que estes desenvolvam mecanismos de adaptação as mudanças de salinidade no meio ambiente. Entre estes mecanismos tem sido claramente estabelecido o acúmulo de solutos orgânicos como osmoprotetores, aminoácidos e carboidratos sob condições de altas concentrações de sal (INCHARAENSAKDI & KARNCHANATAT, 2003).

As cianobactérias possuem nutrientes de alto valor nutricional. Além de algumas linhagens serem fixadoras de N₂, são também usadas para a recuperação de solos improdutivos e alcalinos, como adubo orgânico e para cultivo em solo encharcado de arroz (BABU et al., 2001; TAMAGNINI et al., 2007).

O uso de cianobactérias tem sido demonstrado na produção de gás hidrogênio como uma fonte de energia alternativa e aceitável para o meio-ambiente (PINTO et al., 2002).

Além da aplicação citadas acima, o sistema de produção de cianobactérias tem mostrado uma grande versatilidade de utilização, como produção de ração animal, biofertilizantes, produtos químicos simples e complexos, assim como no tratamento de efluentes domésticos e industriais (WEISSMAN et al., 1998; KREITLOW et al., 1999; MARTÍNEZ et al., 2000; BABU et al., 2001; HORNES & QUEIROZ, 2004; QUEIROZ et al., 2004).

A utilização de cianobactérias no tratamento de efluentes é uma alternativa viável para a remoção de matéria orgânica de efluentes, juntamente com os nutrientes presentes, tais como fósforo e nitrogênio. Estes microrganismos têm sido estudas no tratamento e pós-tratamento de efluentes industriais (LALIBERTÉ et al., 1997; QUEIROZ, 1998; TAM & WONG, 2000; QUEIROZ et al., 2000; QUEIROZ et al., 2002; HORNES & QUEROZ, 2004; SILVA et al., 2005; DELLAMATRICE & MONTEIRO, 2006; QUEIROZ et al., 2007).

2.2.1 Utilização de cianobactéria no tratamento de efluentes

O uso da biotecnologia empregando cianobactérias no tratamento de efluentes oferece uma alternativa interessante para os sistemas de tratamento de efluentes convencionais e promove uma série de vantagens: a biomassa utilizada é proveniente de ecossistemas naturais; não causa uma poluição secundária e a biomassa produzida pode ser reutilizada; as cianobactérias não só apresentam capacidade de remover substâncias orgânicas como nitrogênio e fósforo, como também remover metais pesados (PROULX et al., 1994; TRAVIESO et al., 1996).

O interesse pelo emprego de tratamentos biológicos de água residuárias utilizando cianobactérias, uma vez que, estes microrganismos apresentam habilidade de se desenvolverem na ausência de luminosidade as expensas de compostos orgânicos (FAY, 1983; ANUPAMA & RAVINDRA, 2000; YANG, 2004).

Estudos comprovam que as cianobactérias são capazes de utilizar diversas formas de nitrogênio, desde a mais oxidada, incluindo a molecular, ou nitrato, até a mais reduzida, como amônia (FLORES et al., 1994).

Desta forma, estes microrganismos vêm sendo estudados quanto à remoção de poluentes de águas residuárias, através da adsorção em sua superfície celular, a qual é constituída de polissacarídeos, proteínas e lipídios, auxiliando na remoção de íons de metais pesados (VOLTOLINA et al., 1998).

O projeto, construção e operação de sistemas de tratamento de efluentes utilizando cianobactérias são influenciados por diversos fatores, como a necessidade de agitação para manter a eficiência do tratamento e dificuldade de separar a biomassa do efluente tratado de forma eficiente e econômica. A mistura completa do meio contendo os microrganismos garante condições homogêneas de modo a evitar sedimentação das células e aumentar a eficiência da utilização de luz na cultura, além de prevenir a estratificação térmica, ocorrência de gradientes de pH de nutrientes, supersaturação de oxigênio, esgotamento do dióxido de carbono na superfície do reator e condições anaeróbias na parte inferior (CRAGGS et al., 1997; MARTÍNEZ et al., 2000; MULKERRINS et al., 2004).

Um dos problemas na utilização de microalgas para a remoção de nutrientes é a sua recuperação do efluente tratado. As células de cianobactérias possuem um diâmetro pequeno ($< 20 \mu\text{m}$). Esta característica, junto com o fato que a maioria das espécies possui a densidade específica ligeiramente maior do que a água, torna a sua separação

difícil. Além disso, muitas têm uma carga elétrica fortemente negativa na superfície, o que as mantém dispersas. Uma maneira de resolver este problema é mediante o uso de coagulantes/floculantes, podendo ser separadas por sedimentação ou floculação, ou então a utilização de tecnologia de imobilização, na qual os microrganismos são fixados em uma matriz, o que impede o arraste da biomassa nos bioreatores facilitando a separação (LALIBERTÉ et al., 1997; CRAGGS et al., 1997; BASHAN et al., 2002).

A existência de uma carga superficial negativa em muitas cianobactérias, resultam em alta afinidade com íons de metais pesados, o que torna estes microrganismos especialmente efetivos na remoção desses componentes (VOLTOLINA et al., 1998; BASHAN et al., 2002; MOHAN et al., 2005). O uso destes microrganismos tem a vantagem de não gerar poluição adicional, uma vez que a biomassa pode ser separada e utilizada como suplemento alimentar além de permitir uma eficiente reciclagem dos nutrientes (CRAGGS et al., 1997). Além disso são fixadoras de N_2 e usadas para a recuperação de solos improdutivos e alcalinos, como adubo orgânico e para cultivo em solo encharcado de arroz (BABU et al., 2001).

O consumo de nutrientes pelas cianobactérias pode ser limitado pelo transporte através de uma camada limite difusiva, pela velocidade de absorção na superfície da célula ou pela combinação de ambos os modos (BAIRD & MIDDLETON, 2004).

Devido ao uso da energia solar pelas microalgas para suprir o oxigênio requerido para a degradação aeróbia e reciclagem dos nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização em biomassa potencialmente útil, elas oferecem uma alternativa econômica em relação às formas convencionais de tratamento secundário de efluentes (CRAGGS et al., 1997).

Efluentes provenientes de esgotos municipais e de indústrias de alimentos possuem quantidades substanciais de nitrogênio e fósforo dissolvidos, os quais podem ser convertidos para o protoplasma de algas, na presença de CO_2 e luz visível (LINCOLN et al., 1996).

Durante a evolução da biosfera atual, processo de fotossíntese na cianobactérias teve o papel central na elevação do nível de oxigênio da atmosfera terrestre (ZAK et al., 2001). Entretanto, na década passada o interesse científico nas relações entre fotossíntese e respiração nas cianobactérias aumentou consideravelmente no que diz respeito a algumas linhagens utilizarem compostos orgânicos como fonte de carbono (ARDELEAN & ZARNEA, 1998).

A respiração nas cianobactérias é única em diversos aspectos. A fotossíntese e a respiração aeróbia não ocorrem em organelas como nas plantas, mas são ativas nos mesmos compartimentos (ARDELAN & ZARNEA, 1998; ZAK et al., 2001). No entanto, apenas algumas cianobactérias apresentam cadeias respiratórias completas. Em contraste com a fotossíntese, o transporte de elétrons é geralmente presente nas membranas intracelulares. À medida que as cianobactérias tem se tornado extremamente úteis na elucidação dos estudos do mecanismo fotossintético, ao acréscimo de atenção ao fato que estas células são as únicas capazes de realizar a respiração aeróbia e a fotossíntese nos mesmos compartimentos. Assim, não parece existir uma cadeia de transporte de elétrons exclusiva para respiração sendo que diversos produtos são utilizados nas vias fotossintéticas e respiratórias (SCHMETTERER, 1994).

ARDELEAN & ZARNEA (1998), reportam que o interesse entre a relação fotossíntese–respiração nestes organismos diz respeito à habilidade que certas linhagens apresentam de utilizar substratos orgânicos como fonte de carbono, tanto na luz como no escuro.

QUEIROZ et al. (2001) utilizaram a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli na remoção de nitrogênio e matéria orgânica do efluente da indústria da parboilização do arroz na condição de fotoperíodo, encontrando uma remoção de 90,37% para nitrogênio em 15 horas para inóculo de 300mg/L a 25°C, indicando a possibilidade de remoção de nutrientes no escuro.

BASTOS et al. (2004) estudaram o cultivo da *Aphanothece microscopica* Nägeli no efluente da parboilização do arroz sob diferentes condições luminosas, constatando altas remoções de nitrogênio e matéria orgânica na ausência de luz.

HORNES & QUEIROZ (2004) avaliaram a eficiência da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli como pós-tratamento da etapa anaeróbia do sistema de tratamento de uma indústria de pesca.

HORNES et al. (2006) utilizaram cianobactéria como pós-tratamento no efluente da indústria de pesca e demonstraram importante eficiência na remoção média de DQO e nitrogênio total de 90%.

DELLAMATRICE & MONTEIRO (2006) também estudaram cianobactérias (*Anabaena flos-aquae*, *Phormidium autumnale* e *Synechococcus* sp. PCC), como pós-tratamento da etapa anaeróbia de uma mistura de efluente doméstico com de uma indústria têxtil, com o objetivo de descoloração e redução da toxicidade. Verificaram a

eficiência das cianobactérias através de remoções significativas na cor e toxidade do efluente.

Entre as inúmeras espécies de cianobactérias existentes, a *Aphanothece microscopica* Nägeli, tem se destacado como uma alternativa viável no tratamento de efluentes para a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e produção de proteínas unicelulares (QUEIROZ et al., 2001a; QUEIROZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2002; QUEIROZ et al., 2004; QUEIROZ et al., 2005; HORNES & QUEIROZ, 2004; QUEIROZ et al., 2006; QUEIROZ et al., 2007).

2.2.2 *Aphanothece microscopica* Nägeli

A *Aphanothece microscopica* Nägeli é uma cianobactéria caracterizada por apresentar células esféricas, ovóides ou cilíndricas, todas elas se dividindo por fissão binária, forma colônias macroscópicas amorfas, com mucilagem abundante, firme e rígida. A coloração é verde azulada escura, células adultas elípticas acilíndricas, conteúdo celular finamente granuloso, medindo 9,0 - 9,5µm x 4,2µm, cerca de 2,1 vezes mais comprida que larga (HALPERIN et al., 1974).

Segundo ARAÚJO et al. (2004) florações de *Aphanothece* indicam poluição orgânica, estando a biomassa desenvolvida relacionada com a disponibilidade de nutrientes desenvolvendo-se em concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fosfato em níveis superiores as referidas como normais para estuários não poluídos.

A cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli ocorre em altas concentrações no estuário da Lagoa dos Patos, com florações constantes durante todo ano. A Fundação Universidade Federal do Rio Grande, mais especificamente, no Laboratório de Biotecnologia vêm desenvolvendo inúmeras pesquisas no que se refere ao tratamento de efluentes associado a produção de proteína unicelular com importantes resultados (QUEIROZ et al., 2001a; QUEIROZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2002; QUEIROZ et al., 2004; QUEIROZ et al., 2005; HORNES & QUEIROZ, 2004; QUEIROZ et al., 2006; QUEIROZ et al., 2007).

QUEIROZ et al, (2001b) avaliaram o potencial de produção de proteína unicelular a partir da água de maceração do arroz parboilizado por *Aphanothece microscopica* Nägeli, quando esta é inoculada a 28 °C, por um período de 96 h. Foram registrados máximos de remoção de DQO (89,47%) e nitrogênio (70,41%) em 24 h de cultivo e o valor médio em teor de proteína de 38,80% neste período. Demonstrou-se a

partir desses resultados a viabilidade da utilização *Aphanothece microscopica* Nägeli no tratamento de efluentes na produção de proteína unicelular.

Embora a luminosidade seja um fator limitante no metabolismo das cianobactérias, foi avaliado o cultivo da *Aphanothece microscopica* Nägeli no efluente da parboilização do arroz sob diferentes condições luminosas, constatando altas remoções de nitrogênio e matéria orgânica na ausência de luz (QUEIROZ et al., 2002; QUEIROZ et al., 2004).

QUEIROZ et al. (2001) utilizaram a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli na remoção de nitrogênio e matéria orgânica do efluente da indústria de parboilização de arroz na ausência de luz, encontrando uma remoção de 90,37% para nitrogênio em 15 horas para inóculo de 300 mg/L a 25°C.

QUEIROZ et al. (2002) obtiveram máxima remoção de nitrogênio (90,36%) utilizando inóculo de 300 mg/L a 25 °C, sendo o teor médio de proteína na biomassa nas condições experimentais de 36,67%.

BASTOS et al. (2004) avaliaram o cultivo da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli no efluente da parboilização do arroz na ausência de luminosidade, visando a produção de proteína unicelular e a remoção de nitrogênio e matéria orgânica. Os experimentos foram conduzidos em câmara de cultivo a 30°C, inóculos de 100mgL⁻¹, meio de cultura Braun–Grunow (BG-11) (RIPPKA et al., 1979) e efluente coletado diretamente dos tanques de maceração de uma indústria de parboilização do arroz. Os resultados demonstram que a *Aphanothece microscopica* Nägeli pode ser cultivada no escuro, o que viabiliza o tratamento do efluente da parboilização do arroz.

QUEIROZ et al. (2006) avaliaram a fração protéica da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli cultivada no efluente da parboilização do arroz submetida a diferentes condições de secagem, verificaram que o perfil aminoacídico mostrou teores superiores aos recomendados pelo padrão FAO, com exceção dos aminoácidos lisina e dos sulfurados e a caracterização da fração protéica da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli qualificou esta biomassa como uma fonte potencial de proteína unicelular.

2.3 Reúso de águas residuárias

Os critérios estabelecidos para a prática do reúso são baseados principalmente à saúde pública e ao meio ambiente. Normalmente apresentam os tratamentos mínimos

necessários, a padrões de qualidade exigidos para determinados usos, a eficiência exigida para o tratamento, a concepção dos sistemas de distribuição e o controle de uso de águas (CROOK, 1999).

A agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US Environmental Protection Agency – USEPA), publicou, em 1992, suas diretrizes a fim de proporcionar um direcionamento adequado aos Estados que não possuíam regularmente legislação para reúso de águas. Os países em que a prática de reúso faz parte de suas realidades, tiveram condições de desenvolver padrões e o reúso é promovido. Diversos países da Europa, assim como os países industrializados da Ásia, localizados em regiões de escassez de água exercem a prática de reúso urbano não potável. Entre esses, o Japão vem utilizando efluentes secundários pré-tratados para diversas finalidades. Na cidade japonesa de Fukuoka, com aproximadamente 1,2 milhão de habitantes, diversos setores operam com rede dupla de distribuição de água, uma das quais com esgotos domésticos tratados em nível terciário (lodos ativados, desinfecção com cloro em primeiro estágio, filtração, ozonização, desinfecção com cloro em segundo estágio), para uso em descarga de banheiros em edifícios residenciais. Esse efluente tratado também é utilizado para outros fins, incluindo irrigação de árvores em áreas urbanas, para lavagem de gases, e alguns usos industriais, tais como resfriamento e desodorização (MUFFAREG & ROQUE, 2003).

A República da Namíbia vem tratando desde 1968 esgotos domésticos para fins potáveis. Os esgotos industriais são coletados em rede separada e tratados independentemente. Após tratamento, o efluente é encaminhado para a fase de potabilização. Esta estação tem pré-ozonização, coagulação-floculação em primeiro estágio, flotação com ar dissolvido, adsorção em carvão ativado em pó, coagulação-floculação em segundo estágio, sedimentação, filtros rápidos de areia, ozonização, desaeração e reciclagem de ozona, adsorção em carvão ativado granular e cloração, correção de pH com cal e armazenamento da água potável em lençol freático, por longos períodos, de onde é, posteriormente, removida através de poços e introduzida no sistema de abastecimento público (MUFFAREG & ROQUE, 2003).

Segundo VITORANO & SILVA (2004) o reúso da água pode ser classificado em: Reúso Indireto não Planejado: quando a água utilizada em alguma atividade humana é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada de maneira não intencional e não controlada; Reúso Indireto Planejado: quando os efluentes, depois de tratados, são descarregados de forma planejada em corpos de águas superficiais ou

subterrâneos para serem utilizados, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico; Reúso Planejado ou Reúso Intencional: quando o reúso da água é resultado de uma ação humana consciente, a partir de uma descarga de efluentes, podendo ser de forma direta ou indireta. Neste caso, pressupõe-se a existência de um sistema de tratamento de efluentes que atenda aos padrões de qualidade requeridos pelo uso objetivado; Reciclagem de Água: reúso interno da água em um determinado processo, antes de sua descarga em um sistema geral de tratamento ou outro local de disposição.

O Brasil não possui legislação específica para reúso de água. Porém a Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005 estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências.

MANCUSO & SANTOS (2003) reportam que a resolução da classificação das águas (CONAMA, Nº 357/2005) pode ser considerada legislação para reúso, uma vez que reúso é o reaproveitamento de água já utilizada, constituindo portanto reúso, qualquer utilização que não seja primária.

A Resolução CONAMA nº 357 /2005 dispõem sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Desta forma trata das questões relativas ao reúso indireto, definindo a qualidade das águas de uso e reúso para cada classe, estabelecendo os parâmetros físico-químicos para cada uma delas. Esta resolução classifica os tipos de água: classe 1 que podem ser destinadas à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película e a classe 2 é destinada à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas. As águas de classe 3, podem ser destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Também faz menção a águas da classe 4 que podem ser destinadas à navegação, à harmonia paisagística, usos menos exigentes. De todas as classes de divisão das águas doces, a única que não pode ser indicada para reúso, é a Classe Especial, uma vez que sua natureza é reservada ao abastecimento doméstico (CONAMA, 2005).

O setor industrial brasileiro conta com uma série de empresas que visam o reúso de água (MARCO, 2006; SANTOS, 2006). SANTOS (2006) avaliando a questão custo-benefício em relação ao reúso de águas industriais, para lavagem de fábrica e resfriamento de caldeiras de um frigorífico, indicou uma economia de até 60% dos gastos com água.

Por sua vez, COSTANZI & DANIEL (2005) estudaram o tratamento de efluentes de produção de papel de impressão, enfatizando seu reúso. Flotação por ar dissolvido e sedimentação foram as técnicas avaliadas em testes de bancada. Os resultados da pesquisa indicaram que a flotação foi superior à sedimentação, na remoção de sólidos suspensos e turbidez, e equivalente na remoção de DQO e cor aparente; que há efeito negativo para a eficiência em condições de pH mais baixo e que as técnicas e tratamento mostraram-se em geral eficientes, gerando efluentes com possibilidade de reúso.

MÓDENES et al. (2003) desenvolveram uma metodologia com a finalidade de minimizar a geração de poluentes líquidos por meio do reúso da água. Tratou-se de uma refinaria de petróleo, onde foram considerados 3 processos que mais consomem água, com cerca de 85% do total da água da refinaria, excluindo-se a água utilizada no resfriamento e na geração de vapor. Alcançando uma redução de 26,37% no consumo de água, se comparado ao processo convencional (sem a reutilização da água) o autor também mostra que com a reutilização da água, além do benefício ambiental pode levar a uma redução de 23,31% no custo total do processo.

Dentre as alternativas possíveis de reutilização de água merece destaque a utilização de efluentes industriais tratados, dados os seus atrativos de natureza econômica, ambiental e social. Neste contexto os efluentes industriais representam uma fonte potencial de água e nutrientes, que podem ser reaproveitados em irrigação, além de outras atividades. LEITE (2003) mostrou que a produtividade (t/ha) de culturas irrigadas com esgotos tratados foi superior (15 a 30%) àquela de culturas irrigadas com água de abastecimento e solo adubado, demonstrando a viabilidade do uso desta água residual na irrigação.

O reúso da água utilizada nas indústrias implica em benefícios ao meio ambiente, pois diminui a descarga de poluentes e a coleta de água de alta qualidade de aquíferos subterrâneos e de superficiais. Além disso, a reciclagem de efluentes permite diminuir os custos dos processos de depuração e utilização de água potável (MARCUCCI & TOGNOTTI, 2002).

A indústria, particularmente a de alimentos e bebidas, é o segundo maior consumidor das reservas de água doce do mundo (ABRAMOVITZ, 1996). De várias maneiras a reutilização das águas residuais tem sido adotada para uso industrial, humano e agrícola. No que se refere ao reúso de água em sistemas de refrigeração, são encontrados quatro tipos de problemas relacionados à qualidade da água em operações

de torres de resfriamento: corrosão metálica, o crescimento biológico e a formação de *fouling* em trocadores de calor e condensadores (MANCUSO & SANTOS, 2003).

2.3.1 Coagulação/Floculação

Certos compostos orgânicos em efluentes são resistentes à degradação biológica e muitos outros são tóxicos, até mesmo em baixas concentrações. Em baixas concentrações estes compostos não são removidos por tratamentos convencionais. Entretanto, estes materiais podem ser removidos por adsorção em superfícies sólidas ativadas (ECKENFELDER, 1989).

A coagulação é utilizada como um pré-tratamento, antes do tratamento químico ou biológico, a fim de remover sólidos suspensos e espumas em processos de clarificação de águas, e matéria orgânica tanto em efluentes como em água de abastecimento público (PÁDUA & BERNARDO, 2000). Esse processo, principalmente quando é seguido pela sedimentação, evidentemente remove quantidades consideráveis de contaminantes que causam obstrução de membranas, como as utilizadas, por exemplo, na microfiltração e osmose reversa. (ALLÈGRE et al., 2005; KIM et al., 2005).

Os coagulantes mais efetivos, usados em tratamento de água, são: sulfato de alumínio, sulfato férrico, sulfato ferroso, cloreto férrico, aluminato de sódio e polieletrólitos. SONG (2004) desenvolveu um sistema de tratamento que pode reduzir efetivamente a concentração de poluentes em tanques. sulfato de alumínio e cloreto de férrico foram usados neste processo como coagulantes.

Atualmente, do ponto de vista econômico, muitas estações de tratamento de água se tem utilizado sais de alumínio em preferência aos sais de ferro, com excelentes resultados operacionais. No entanto, em função de características peculiares de ambos os coagulantes, para estações de tratamento de água sobrecarregadas hidraulicamente ou que apresentem grande densidade de microrganismos na água bruta, tem-se preferido o emprego de sais de ferro em relação aos coagulantes inorgânicos a base de alumínio, motivados primordialmente, pela maior eficiência na remoção de algas, maior capacidade de floculação, com formação de flocos mais densos e de maiores dimensões físicas quando comparados com os flocos formados pela adição de sais de alumínio e também pelas suas maiores velocidades de sedimentação (FERREIRA FILHO et al., 1996). LEVINE et al. (1991) afirmam que processos de coagulação química e

floculação são conhecidos por agregar constituintes presentes nas águas residuárias de tamanhos que variam de 0,01 μm a cerca de 10 μm .

Quando um sal de alumínio ou ferro é adicionado em meio aquoso, ocorre inicialmente a sua dissociação, seguida pela reação com a água, de modo a permitir a formação de espécies mononucleares e polinucleares.

O pH ótimo para a coagulação é aquele em que este fenômeno ocorre num curto intervalo de tempo, com certa dosagem de coagulante ou, em um tempo maior, com dosagem menor. Quando se usa sulfato de alumínio para a coagulação, o valor do pH ótimo fica, em geral, na faixa de 5 a 6; com coagulantes férricos, esse valor fica na faixa de 4 a 5 e com sulfato ferroso, na faixa de 7 a 8, escrito em VENDRUSCOLO & MARTINS (2005).

SARKAR (2005) estudaram o reúso de efluentes de uma usina de leite usando diferentes coagulantes em diferentes dosagens e pH e carvão ativado, como um pré-tratamento. Verificaram que com as doses de 10mg/L e 1,5g/L de quitosana e carvão ativado respectivamente e pH 4 para ambos, obtiveram 57% de sólidos totais dissolvidos e 62% de redução na demanda química de oxigênio. Após estes tratamentos escoaram esta água residuária através de um sistema de membranas filtrantes e verificaram que seria possível reutilizá-la, com diminuição em todos os parâmetros analisados como 81% na redução de DBO e 98% de DQO.

ABDESSEMED & NEZZAL (2005) avaliaram a ação conjunta do processo de coagulação-adsorção e ultrafiltração no efluente proveniente do tratamento secundário de uma planta de tratamento de efluente doméstico, utilizando cloreto de cálcio como agente coagulante. Para concentração de cloreto de cálcio de 50 mg/L, os testes mostraram uma redução na demanda química de oxigênio (DQO) de 12 mg/L e turbidez igual 3 NTU, considerando os valores médios de DQO e turbidez no efluente são 46 mg O_2/L e 16 NTU, respectivamente.

ADEMOROTI (2006) procedeu a coagulação antes do tratamento de filtração utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico sob uma gama de águas residuárias. Verificou remoções médias de 83,3% para turbidez e 78% na DQO para concentração de 300 mg/L de FeCl_3 e 400 mg/L para $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ com um pH ótimo de 4,8. Por outro lado, AL MALACK & ANDERSON (2007), utilizando concentrações de 200mg/L de FeCl_3 a pH 9,0, obtiveram eficiências de remoção de turbidez e DQO de 99% e 99% respectivamente.

3 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDESSEMED, D.; NEZZAL, G. Tertiary treatment of a secondary effluent by the coupling of coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse. **Desalination**. v. 175, p. 135-141, 2005.

ABRAMOVITZ, J.. Impoverished Future: The Decline of Freshwater. **Ecosystems Imperiled** Waters Worldwatch Institute, p.5-66, 1996.

ADEMOROTI, C.M.A. The effect of pH on the coagulation and purification of wastewater, **J. Effl. Wat. Treatment**, Nov. p. 541-549, 1980.

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 142, p. 29-45, 2002.

AGUIAR, M. R. Estudo de fatores que interferem no crescimento de Cianobactérias de vida livre, fixadoras de nitrogênio, e o isolamento de mutantes espontânea. **Tese de Mestrado**. Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, USP, Piracicaba, SP, 1992.

ALLÈGRE, C.; MOULIN, P.; MAISSEU, M. Treatment and reuse of reactive dyeing effluents. **Journal of Membrane Science**. Paper in Press, 2005.

AL-MALACK, M.H.; ABUZAIID, N.S.; EL-MUBARAK, A.H. Coagulation of polymeric wastewater discharged by a chemical factory, **Water Res.**, v. 33, p. 521-529, 2007.

ANUPAMA, P.; RAVINDRA, L. Value-added food: Single cell protein. **Biotechnology Advances**. n.18, p.459-479, 2000.

ARDELEAN, I.; ZARNEA, G. Photosynthesis Respiration Interplay in Cyanobacteria: Fundamentals and Application. In: SUBRAMANIAN, G.; KAUSHIK, B. D.; VENKATARAMAN, G.S. **Cyanobacterial Biotechnology**. Science Publishers, Inc. USA. p. 103-107, 1998.

ASPÉ, E.; MARTÍ, M. C.; ROECKEL, M. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. **Water Research**. v. 31, n. 9, p. 2147-2160, 1997.

BABU, G. S.; et al.. Effect of lindane on the growth and metabolic activities of cyanobacteria. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 48, p. 219-221, 2001.

BAIRD, M. E.; MIDDLETON, J. H. On relating physical limits to the carbon: nitrogen ratio of unicellular algae and benthic plants. **Journal of Marine Systems**, 2004.

BASHAN, L. E.; et al. Removal of ammonium and phosphorus ions from synthetic wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* coimmobilized in alginate beads with the microalgae growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*. **Water Research**. v. 36, p. 2941-2948, 2002.

BASTOS, R.G.; QUEIROZ, M.I.; ALMEIDA, T.L.; BENERI, R.L.; ALMEIDA, R.V.; PADILHA, M.. Remoção de nitrogênio e matéria orgânica do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscópica Nägeli* na ausência de luminosidade. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9 - Nº 2, p. 112-116, 2004.

BERARDINO, S. Di; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology**. v. 71, p. 261-266, 2000.

BERTOLA, N.; et al. Optimisation of the design parameters in an activated sludge system for the wastewater treatment of a potato processing plant. **Journal of Food Engineering**. v. 40, p. 27-33, 1999.

CONTRERAS, E. M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N. E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4455-4463, 2000.

COSTANZI, R. N.; DANIEL, L. A. Estudo de tratamento dos efluentes de uma fábrica de papel para imprimir visando o reúso por flotação e sedimentação. **21º Congresso em Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 7, n. 3, p. 156-160, 2002.

CRAGGS, R. J.; McAULEY, P. J.; SMITH, V. J. Wastewater nutrient removal by marine microalgae grown on a corrugated raceway. **Water Research**. v. 31, n. 7, p. 1701-1707, 1997.

CROOK, J.; SURAMPALLI, R. Y. S. Wastewater Reclamation and Reuse Criteria in the US. **Water Science Technology**, Grã- Bretanha, v. 33, n. 10-11, p.451-462, 1996.

DAVID C.; ENRIQUE, M.; THAMAR, P.; CARIDAD, DE H.; LARS, W.; DANIEL, S.; SAMUEL C.; DELIA, M.; GEOFFREY A. C.; ANTONIO Q.. Anatoxin-a occurrence and potential cyanobacterial anatoxin-a producers in spanish reservoirs. **Journal of Phycology**. v. 43, p. 1120–1125, 2007.

DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R.. Toxicidade de Resíduos Têxteis Tratados por Microrganismos. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 1, p. 63-66, 2006

ECKENFELDER JR, W. W., **Industrial water pollution control**. 2nd. Ed. New York: McGraw-Hill, 1989.

FERREIRA FILHO, S.S; LAGE FILHO, F.A. Comportamento químico do alumínio e do ferro em meio aquoso e implicações no tratamento de água - **Revista Técnica da SANEPAR**, v.6, n.6, 1996.

FORNARI, M.; Cobrança pelo uso deve estimular a reutilização. **Revista Saneamento Ambiental**. Ano XVI – nº118, p. 24 – 27, 2006.

GONZALEZ, J. F. **Wastewater treatment in the fishery industry**. Rome: Fisheries Technical Paper, n. 355, p. 52, 1995.

FLORES, E.; HERRERO, A. Assimilatory nitrogen metabolism and its regulation. In: Bryant, D. A. The molecular biology of cyanobacteria . Kluwer Academic Publishers .p. 409-435, 1994.

GONZÁLEZ, L. E.; CAÑIZARES, R. O.; BAENA, S. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. **Bioresource Technology**. v. 60, p. 259-262, 1997.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Anaerobic hidrolisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3281-3290. 1999.

HALPERIN, DELLA R.; ZULPA DE CAIRE, G.; ZACCARO DE MULLE, M. C. Contenido Proteico de *Aphanothece stagnina* (Sprengel). A. Braun (Cyanophyta, Chorococcaceae). **Physis sección B**. Buenos Aires, v.33, n.87, p. 159 - 164, 1974.

HORNES, M.; QUEIROZ, M.I. Remoção de nitrogênio e fósforo do efluente do processamento de pescado pela cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli*. **XV Simpósio Nacional de Bioprocessos**. Recife, 2005.

INCHAEROENSKDI, A.; KARNCHANATAT, A. Salt stresss enhances choline uptake in the halotolerant cyanobacterium *Aphanothece halophyta*. **Biochmica et Biophysica Acta**. p. 102-109, 2003.

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELINSKI, M.; DEBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**. xxx, xxx-xxx, 2007.

KALAVATHI, D. F.; UMA, L.; SUBRAMANIAN, G. Degradation and metabolization of the pigment – melanoidin in distillery effluent by the marine cyanobacterium *Oscillatoria boryana* BDU 92181. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 29, p. 246-251, 2001.

KREITLOW, S.; MUNDT, S.; LINDEQUIST, U. Cyanobacteria – a potential source of new biologically active substances. **Journal of Biotechnology**. v. 70, p. 61-63, 1999.

LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J.; SYLVESTRE, S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. **Bioresource Technology**. v. 59, p. 227-233, 1997.

LEITE, V.D. Tratamento e Utilização de Esgotos Domésticos na Agricultura. **Ed. EDUEP**. p. 135, Campina Grande, 2003.

LEVINE, A. D., TCHOBANOGLIOUS, G., ASANO, T. Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. **Water Research**, v.25, n.8, p. 911 –922, 1991.

- LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**. v. 37, p. 2228-2232, 2003.
- LINCOLN, E. P.; WILKIE, A. C.; FRENCH, B. T. Cyanobacterial process for renovating dairy wastewater. **Biomass and Bioenergy**. v. 10, n. 1, p. 63-68, 1996.
- LEÃO, J. C. Retenção de Microcistinas em Organismos Filtradores Nativos do Estuário e Costa adjacente da Lagoa dos Patos. Fundação Universidade Federal do Rio Grande - FURG; Rio Grande – RS. **Dissertação de mestrado**, 2004.
- LOURA, I. C.; BUBACO, J.P.; THOMAS, J. C. The effect of nitrogen deficiency on pigments and lipids of Cyanobacteria. **Plant Physiology**. v. 83, p.839 - 843, 1987.
- LOURENÇO, S.O.; MARQUEZ. U.; FILHO. J. M.; BARBARINO, E.; AIDAR. E. Changes in Biochemical profile of *Tetraselmis gracilis* I. Compostion of two culture media. **Aquaculture**. n.148, p.153 -168, 1997.
- LUCAS, A. P. C. Tratamento anaeróbio de efluentes da indústria de pescado em reator UASB. Rio Grande, 1999. 84f. **Dissertação Mestrado em Engenharia de Alimentos** - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.
- MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F. **Reúso de Água**. São Paulo. Ed. Manole, 2003.
- MARCO, A.S.. Quanto custa a água. **Revista Frigorífico**. Ano XII – nº132, p. 30 – 35, 2006.
- MARCUCCI, M.; TOGNOTTI, L. Reuse of wastewater for industrial needs: the Pontedera case. **Resources, Conervation and Recycling**. v. 34, p. 249-259, 2002.
- MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F. El.; MUÑOZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 73, p. 263-272, 2000.
- MÓDENES, A.N.; MENON, R.; RAVAGNANI, M. A. S.. Redução da emissão de poluentes líquidos por reutilização de água em processos industriais. **Acta Scientiarum. Technology**. v. 25, nº 2, 2003.
- MOHAN, S. V.; RAO, N. C.; PRASAD, K. K. Treatment of complex chemical wastewater in a sequencing bagch reactor (SBR) with an aerobic suspended growth configuration. **Process Biochemistry**. v. 40, p. 1501-1508, 2005.
- MOHSEN, M.S.; JABER, J.O.. Potential of industrial wastewater reuse. **Desalination**. p. 281, 2002.
- MORI, S.; CASTORENO, A.; MULLIGAN, M. E.; LAMMERS, P. J. Nitrogen status modulates the expression of RNA-binding proteins in cyanobacteria. **FEMS Microbiology Letters**. v. 227, p.203 -210, 2003.

MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**. v. 91, p. 207-214, 2004.

MUFFAREG, M.R.; ROQUE, O.C.. Análise e discussão dos conceitos e legislação sobre reúso de águas residuárias. **Dissertação de Mestrado**. Ministério da saúde Fundação Osvaldo Cruz, escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro. p.28-30, 2003. Disponível em:

<http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/bvsSP/?IsisScript=iah/iah.xis&nextAction=lnk&base=TESESP&lang=p&format=detailed.pft&indexSearch=ID&exprSearch=403424>. Acesso em 04 setembro, 2006.

NUNEZ, V. J.; VONTOLINA, D; NIEVES, M.; PIÑA, P.; MEDINA, A.; GUERRERO, M. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 78, p. 161-164, 2001.

PÁDUA, V.L. & DI BERNARDO, L. – Método Comparativo do Tamanho dos Flocos Formados após Coagulação com Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico. **Anais eletrônicos do XXVII congresso interamericano de ingenieria sanitária y ambiental**. Porto Alegre – RS. II-019, p. 1 – 12, 2000.

PINTO, F. A. L.; TROSHINA, O.; LINDBLAD, P. A brief look at three decades of research on cyanobacterial evolution. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 27, p. 1209-1215, 2002.

PONTES, M. C. F. Contribuição do nitrogênio biologicamente fixado por cianobactérias de vida livre em cultura de arroz irrigado. **Tese de Doutorado**. São Carlos, 1988.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R. Caracterização do Efluente da Parboilização do Arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**. v. 1. n.4. 1997.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R.; TREPTOW, R. O. The *Nagele microscocal Aphanothece* potential in the production of the single-cell protein from the remaining water. In: CHAMES, S.W., CÂNOVAS-BARBOSA, G.V. and AGUILERA, J.M. (Ed.) **Proceedings of the eighth International Congress on Engineering and Food (ICEF 8)**, Pennsylvania, USA, 2027-2031, 2001.

QUEIROZ, M. I.; BASTOS, R.; ZEPKA, L.; VOLPATO, G.; SEVERO, M. Cinética de crescimento para a produção de proteína unicelular a partir do efluente da parboilização do arroz. **Anais do VII Encontro Regional Sul de Ciência e Tecnologia de Alimentos**, p. 06, 2002.

QUEIROZ, M. I.; BENERI, R.; BASTOS, R.; ALMEIDA, R. Single-cell protein production by *Aphanothece microscopica* Nägeli in rice parboilized effluent. **Food Science and Biotechnology**. v. 13, n. 1, p. 142-150, 2004.

QUEIROZ, M. I.; LOPES, E. J.; ZEPKA, L. W. Cultivo da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli visando a produção de proteína e ácidos graxos. **XV Simpósio Nacional de Bioprocessos**, Recife, 2005.

QUEIROZ, M. I. ; LOPES, E. J. ; ZEPKA, L. Q. ; NETTO, F. M. . Caracterização da Fração Protéica da Cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli Cultivada no Efluente da Parboilização do Arroz. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 26, p. 482-488, 2006.

QUEIROZ, M. I. ; JACOB, E. ; ZEPKA, L. Q. ; BASTOS, R. . The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cyanobacteria in a stirred batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2163-2169, 2007.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STANIER, R. Y. Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Great Britain. n. 111. p. 01-61, 1979.

ROMANO, I.; BELLITTI, R.; NICOLAUS, B.; LAMA, N.; MANCA, C.; PAGNOTA, E.; GAMBACORTA, A. Lipid profile: a useful chemotaxonomic marker for classification of a new cyanobacterium in *Spirulina* genus. **Phytochemistry**, n.50, p.560 - 568, 2000.

SALOMON, P. S. Determinação do Potencial Tóxico de Florações de *Microcystis aeruginosa* (cianobactéria) da Lagoa dos Patos, Estuário e Praia do Cassino. **Trabalho de Graduação apresentado ao curso de Oceanologia**. FURG, Rio Grande, 1996

SANCHO, M. E. M.; CASTILLO, J. M. J.; YOUSFI, F. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. **Process Biochemistry**. v. 34, p. 811-818, 1999.

SANTOS, R.C.O.; BARBOSA, O.F.; GIORDANO, G. Proposta de um método racional para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas para remoção de carga orgânica. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.11, 2006.

SARAIVA, L. B. **Pós-Tratamento em efluentes de indústria de arroz parboilizado com reator SBR**. Rio Grande, 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

SARKAR, B.; CHAKABARTI, P.P.; VIJAYKUMAR, A.; KALE, V.. Wastewater treatment in dairy industries – possibility of reuse. **Desination**, v.7, p. 141-152, 2005

SAUTCHÚK, C.A.; DEL NERO LANDI, R.; MIERZWA, J.C.; VIVACQUA, M.C.; SILVA, M.C.C.; SCHIMIDT, W. **Conservação e Reúso de água** – Manual de orientações para o setor industrial. Federação e Centro das Indústrias do Estado de São Paulo – Fiesp/Ciesp. v.1, 2003.

SEMMENS, M.J.; FIELD, T.K. Coagulation: experiences in organic removal. **Journal American Water Works Association**, Denver, p.476-83. 1980.

SONG, Z.; WILLIAMS, C. J.; EDYVEAN, R. G. J. Sedimentation of tannery wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 7, p. 2171-2176, 2000.

SUTHANTHARARAJAN, R.; RAVINDRANATH, E.; CHITRA, K. Membrane application for recovery and reuse of water from treated tannery wastewater. **Desalination**. v. 164, p. 151-156, 2004.

SCHMETTERER, G. Cyanobacterial Respiration In: The Molecular Biology of Cyanobacteria. Kluwer Academic Publishers.p.409 - 435, 1994TAMAGNINI, PAULA, T.; ELSA, L.; PAULO, O.; DANIELA, F.; FILIPE, P.; DAVID JAMES, H.; THORSTEN, H.. Cyanobacterial hydrogenases: diversity, regulation and applications. **Microbiology Reviews**. v.31, p. 692-720(29), 2007.

VALIENTE, E.F. & LEGANES, F. Regulatory effect of pH and incident irradiance on the levels of nitrogenase activity in cyanobacterium.. Nostoc UAM 205. **J. Plant Physiol**. n.135. p.623-627, 1989.

VENDRUSCOLO, N.; MARTINS, A.S. Tratamento de Efluente de Industria de Transformadores pó meio de processos de coagulação/Floculação, Fotoperoxidação e Adsorção em Carvão Ativado. **Sociedade Brasileira de Química**, SP, 2005.

VITORANO, E.; SILVA, J.O.P.. Reúso de água na indústria. **Informativo CRQ-IV**. Edição março/abril, 2004.

VOLTOLINA, D.; CORDERO, B.; NIEVES, M.; SOTO, L. P. Growth of *Snedesmus sp.* in artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 68, p. 265-268, 1998.

YANG, SHU-FANG; TAY, JOO-HWA, LIU, Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules. **Biochemical Engineering Journal**. v. 17, p. 41-48, 2004.

XIJUN, H.,LECHENG, L. On the degradability of printing and dyeing wastewater by wet air oxidation. **Water Research**. Elsevier Science. v. 35, p.2078-2080, 2001.

WEISSMAN, J. C.; RADWAY, J. C.; WILDE, E. W.; BENEMANN, J. R. Growth and production of thermophilic cyanobacteria in a simulated thermal mitigation process. **Bioresource Technology**. v. 65, p. 87-95, 1998.

CAPITULO 3

DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO

APLICAÇÃO DE COAGULANTES NO PRÉ-TRATAMENTO DO EFLUENTE DA PESCA UTILIZANDO UM PLANEJAMENTO FATORIAL

A.G.M, Silva; M.I., Queiroz

Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Departamento de Química
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos
Rua Engenheiro Alfredo Huch, 475 – CEP 96201-900 - Rio Grande/RS

RESUMO

A indústria pesqueira se caracteriza por gerar significativa quantidade de efluente rico em matéria orgânica e sólidos suspensos. Nos processos de tratamento de efluentes são utilizados coagulantes como pré-tratamento, que antecede o físico ou biológico. Os coagulantes mais utilizados nesta operação tem sido o cloreto férrico e o sulfato de alumínio. Neste sentido, o trabalho teve por objetivo avaliar o efeito do cloreto férrico e o sulfato de alumínio no efluente da indústria da pesca. Os ensaios foram realizados em teste de jarros, com 6 jarros, agitação rápida de 110 rpm durante 30 segundos, seguida de uma etapa lenta com velocidade de 50 rpm durante 10 segundos e tempo de sedimentação de 15 minutos. Realizou-se um planejamento fatorial misto com dois e três níveis ($3^2 \times 2$), com os fatores: tipo de coagulante (cloreto férrico e sulfato de alumínio), concentração do coagulante (50 mg L^{-1} ; 300 mg L^{-1} ; 550 mg L^{-1}) e pH (6,0; 7,0; 8,0). Considerou-se como respostas a concentração de sólidos fixos (SF), voláteis (SV) e totais (ST), sólidos suspensos (SS), turbidez e demanda química de oxigênio (DQO). As variáveis estudadas foram estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$), com exceção dos sólidos voláteis considerando a concentração de coagulante. Verificou-se que o tipo de coagulante exerceu influencia significativa na eficiência de remoção de DQO e turbidez. Os resultados indicam máxima eficiência de remoção de 86, 96, 88 e 59% para a DQO, turbidez, sólidos suspensos e sólidos voláteis, respectivamente. A melhor condição registrada foi quando se utilizou o coagulante cloreto férrico na concentração de 550 mg L^{-1} em pH 8,0.

Palavras-chave: coagulantes; indústria da pesca; tratamento de efluentes.

ABSTRACT

The fishing industry is well known for generating a significant amount of effluent rich in organic matter and suspended solids. In the effluent treatment of this coagulants are used as pre-treatment, that precedes the biological or physical treatment. The most common coagulants in this operation have been ferric chloride and aluminum sulphate. Due to this, the work had as objective to evaluate the effect of ferric chloride and aluminum sulphate on the effluent from the fish industry. The assays were carried out in Jar-Test, with 6 jars, fast agitation at 110 rpm during 30 seconds, followed by slow stage at speed of 50 rpm during 10 seconds and time of sedimentation of 15 minutes. A mixed factorial design with two and three levels ($3^2 \times 2$), with the factors: type of coagulant (ferric chloride and aluminum sulphate), concentration of the coagulant (50mg L^{-1} ; 300mg L^{-1} ; 550mg L^{-1}) and pH (6.0; 7.0; 8.0) was carried out. The concentration of fixed solids (FS), volatile solids (VS), total solids (TS), suspended solids (SS), turbidity and chemical oxygen demand (COD) were considered as responses. The studied variables were statistically significant ($p \leq 0.05$), with the exception of volatile solids considering the coagulant concentration. It was verified that the type of coagulant exerted significant influences in the efficiency of removal of COD and turbidity. The results indicate maximum efficiencies of removal of 86, 96, 88 and 59% for the COD, suspended solids, turbidity and volatile solids respectively. The best registered condition was when the coagulant ferric chloride was used in the concentration of 550 mg L^{-1} in pH 8.0.

Key words: coagulants; fish industry; effluent treatment.

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de efluentes industriais envolve processos necessários à remoção de impurezas geradas na fabricação de produtos de interesse. Uma vez que todo processo industrial gera resíduos, se faz necessário o tratamento da água residuária antes que seja descartada em corpos de água receptores. O acúmulo de nutrientes em um corpo de água gera o processo de eutrofização promovendo o rápido crescimento do fitoplâncton, resultando no decréscimo de oxigênio dissolvido levando a necessidade de investimentos em pesquisas que objetivam o desenvolvimento de sistemas de tratamento (MARTINEZ et al., 2000; MULKERRINS et al., 2004).

Os métodos de tratamento estão diretamente associados ao tipo de efluente gerado, controle operacional da indústria e às características da água utilizada (FREIRE et al., 2000). Com o que diz respeito ao grau de poluição do efluente de uma fábrica de processamento de pescado, os parâmetros a serem considerados são o tipo de operação que está sendo realizada e as espécies que estão sendo processadas (GONZALES, 1995; AFONSO & BÓRQUEZ, 2002).

Embora, teoricamente seja possível tratar o efluente para qualquer padrão requerido, existem fatores limitantes como os custos de capital, orçamento operacional e espaço físico. As etapas primárias de tratamento podem ser definidas como responsáveis pela remoção da maior parte da matéria poluidora e preparo do efluente para a etapa posterior. Trata-se geralmente de processos que geram economia de capital, operação e área, além de contribuir para um processo biológico posterior mais eficiente (FREIRE et al., 2000).

A coagulação é utilizada como pré-tratamento, antes do tratamento químico ou biológico, a fim de remover sólidos suspensos, espuma, matéria orgânica, para remoção da turbidez e clarificação de águas. Segundo SANTAELLA et al. (1996) entre as principais técnicas disponíveis para remoção destes compostos, destacam-se a coagulação/floculação com sais de ferro ou alumínio seguida por sedimentação, adsorção em carvão ativado, ozonização, troca iônica, osmose reversa e ultrafiltração.

O processo de coagulação descreve o efeito produzido pela adição de um produto químico sobre uma dispersão coloidal, resultando na desestabilização das partículas através da redução das forças que tendem a manter as mesmas afastadas (GHANDI, 2005). As partículas coloidais que conferem turbidez e cor são carregadas com íons negativos. A desestabilização, por meio da adição de produtos químicos

adequados na água provoca a aglomeração das partículas para posterior remoção por sedimentação, flotação ou filtração. No tratamento de água e efluentes isto é feito pela adição de sais de alumínio, ferro ou de polímeros sintéticos (AGUILAR et al., 2002; AL-MUTAIRI et al., 2004; EBELING et al., 2005).

Fatores como concentração de coagulante e pH do efluente a serem tratados, são fundamentais para que este fenômeno ocorra com eficiência. Em face disso, o trabalho teve por objetivo avaliar o efeito dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio na remoção de matéria orgânica (DQO), turbidez e sólidos no efluente do pescado, em função da concentração do coagulante e pH.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Obtenção do Efluente

O efluente foi coletado após o tanque de equalização do sistema de tratamento de efluentes de uma empresa processadora de pescado da cidade de Rio Grande – RS, conforme indicado na Figura 1.

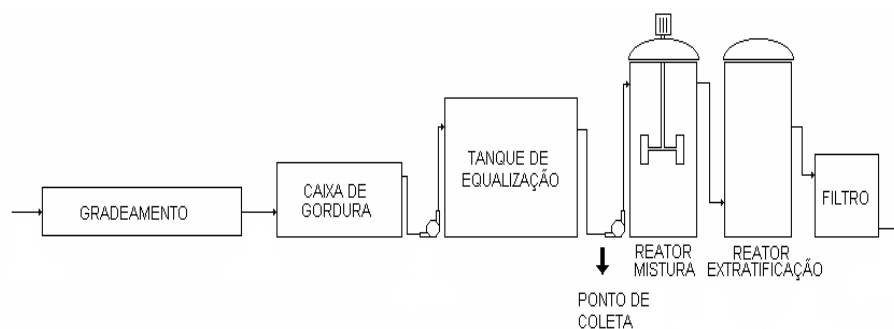


Figura 1: Representação esquemática da planta de tratamento de efluentes da indústria da pesca e indicação do ponto de coleta.

O sistema de depuração do efluente é constituído de um gradeamento, caixa de gordura, tanque de equalização, reator de mistura perfeita e um filtro de brita. Os parâmetros investigados incluíram demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, sólidos totais (ST), suspensos (SS), voláteis (SV) e fixos (SF) de acordo com os procedimentos descritos em Métodos Padrões para análise de águas e efluentes (APHA, 1998). A turbidez foi medida em turbidímetro marca Termo Orion, modelo Aquafast II.

2.2 Tratamento com coagulantes

2.2.1 Experimentos em Teste de Jarros

Ensaio de floculação foram realizados em Teste de Jarros (Jar-Test Milan – JT 101 model) com seis jarros (copos com capacidade de 2000 mL, altura de 19 cm e largura de 12,5 cm). A floculação e eficiência na remoção de sólidos, DQO e turbidez foram avaliadas com os coagulantes FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Os ensaios foram realizados com agitação rápida de 110 rpm durante 30 segundos, seguida de etapa lenta com velocidade de 50 rpm durante 10 segundos e tempo de sedimentação de 15 minutos. A suspensão foi mantida em repouso para que ocorresse a sedimentação dos flocos e após 15 minutos foi determinada a qualidade do líquido clarificado em função das características químicas do efluente.

2.2.2 Planejamento Experimental

Um planejamento fatorial completo $3^2 \times 2$ com duas variáveis independentes (concentração de coagulante e pH) em três níveis e uma variável independente (tipo de coagulante) em dois níveis, foi realizado para avaliar o efeito destas variáveis sob a remoção de turbidez, sólidos e DQO. O planejamento foi baseado em 18 experimentos em duplicata. As variáveis e os níveis estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Matriz do planejamento experimental.

| Tratamento | Valores reais e codificados | | |
|------------|-------------------------------------|----------|----------|
| | X1 | X2 | X3 |
| 1 | -1 (FeCl_3) | -1 (50) | -1 (6,0) |
| 2 | -1 (FeCl_3) | 0 (300) | -1 (6,0) |
| 3 | -1 (FeCl_3) | +1 (550) | -1 (6,0) |
| 4 | -1 (FeCl_3) | -1 (50) | 0 (7,0) |
| 5 | -1 (FeCl_3) | 0 (300) | 0 (7,0) |
| 6 | -1 (FeCl_3) | +1 (550) | 0 (7,0) |
| 7 | -1 (FeCl_3) | -1 (50) | +1 (8,0) |
| 8 | -1 (FeCl_3) | 0 (300) | +1 (8,0) |
| 9 | -1 (FeCl_3) | +1 (550) | +1 (8,0) |
| 10 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | -1 (50) | -1 (6,0) |
| 11 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | 0 (300) | -1 (6,0) |
| 12 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | +1 (550) | -1 (6,0) |
| 13 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | -1 (50) | 0 (7,0) |
| 14 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | 0 (300) | 0 (7,0) |
| 15 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | +1 (550) | 0 (7,0) |
| 16 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | -1 (50) | +1 (8,0) |
| 17 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | 0 (300) | +1 (8,0) |
| 18 | +1 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | +1 (550) | +1 (8,0) |

X₁: tipo de coagulante X₂: concentração do coagulante (mg L⁻¹); X₃: pH.

De acordo com as respostas do planejamento experimental, os efeitos de cada variável foram calculados e as interações entre eles determinadas. As superfícies de resposta foram obtidos através da montagem dos modelos empíricos (Equação 1).

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_{11} X_1^2 + \beta_{22} X_2^2 + \beta_{33} X_3^2 + \beta_{12} X_1 X_2 + \beta_{13} X_1 X_3 + \beta_{23} X_2 X_3$$

Equação 1

Onde: X_1 , X_2 e X_3 são os níveis codificados das variáveis independentes; β é o coeficiente de regressão (β_0 : interceptão; β_1 , β_2 , β_3 : linear; β_{12} , β_{13} , β_{23} : interação e β_{11} , β_{22} , β_{33} : coeficientes quadráticos).

A eficiência de remoção após cada tratamento foi calculada mediante a Equação 2.

$$Eficiência = \left[\frac{(EB - ET)}{EB} \right] \times 100$$

Equação 2

Onde: EB: Efluente Bruto (tanque de equalização)

ET: Efluente Tratado (após coagulantes)

2.3 Avaliação dos Resultados

A avaliação dos resultados foi realizada mediante análise de regressão. O ajuste dos modelos polinomiais foi expresso pelo coeficiente de determinação (R^2) e teste F.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 expressa as concentrações e resultados das eficiências de remoção das variáveis respostas, DQO, turbidez e sólidos.

Tabela 2. Concentração dos parâmetros avaliados após tratamento com coagulantes e eficiência de remoção.

| Tratamento | DQO | E | Turbidez | E | SS | E | ST | E | SV | E |
|------------|-------|----|----------|----|-------|----|--------|-----|-------|-----|
| ET | 1561 | | 119 | | 264 | | 1649 | | 975 | |
| 1 | 573 | 63 | 43 | 64 | 227,5 | 14 | 1230 | 25 | 849,5 | 13 |
| 2 | 316,5 | 79 | 4,7 | 96 | 52,5 | 80 | 1192,5 | 28 | 617,5 | 37 |
| 3 | 513,5 | 67 | | - | 244,5 | 7 | 1287,5 | 22 | 733,5 | 25 |
| 4 | 394,5 | 74 | 38 | 68 | 197,5 | 25 | 1207,5 | 27 | 547,5 | 44 |
| 5 | 513,5 | 67 | 12,95 | 89 | 132,5 | 50 | 1637,5 | 0,7 | 966 | 0,9 |
| 6 | 375 | 84 | 4,05 | 97 | 55 | 89 | 1636,5 | 30 | 572,5 | 41 |
| 7 | 711 | 54 | 115,5 | 3 | 152,5 | 42 | 1452,5 | 12 | 648,5 | 33 |
| 8 | 432,5 | 72 | 13,9 | 88 | 32,5 | 88 | 1285 | 22 | 632,5 | 35 |
| 9 | 217 | 86 | 5,1 | 96 | 70 | 89 | 1646 | 20 | 888,5 | 60 |
| 10 | 871 | 44 | 93 | 22 | 182,5 | 31 | 1364,5 | 11 | 865 | 11 |
| 11 | 671 | 57 | 12,5 | 90 | 25 | 90 | 1641 | 0,4 | 966,5 | 0,8 |
| 12 | 656 | 58 | 52 | 56 | 77,5 | 70 | 1519 | 8 | 972 | 0,3 |
| 13 | 989 | 36 | 105 | 12 | 200 | 24 | 1302,5 | 21 | 545 | 44 |
| 14 | 752 | 50 | 18 | 85 | 110 | 58 | 1079 | 34 | 662,5 | 32 |
| 15 | 559 | 64 | 4,75 | 96 | 27,5 | 79 | 1145 | 0,7 | 591 | 39 |
| 16 | 930 | 40 | 113,5 | 4 | 205 | 22 | 1355 | 18 | 714 | 27 |
| 17 | 676 | 57 | | - | 85 | 68 | 1347,5 | 18 | 875 | 10 |
| 18 | 617 | 60 | 7,1 | 94 | 30 | 73 | 1317,5 | 0,1 | 385 | 9 |

Valores médios de duas repetições do planejamento.

ET: Efluente do tanque de equalização; E: Eficiência de Remoção (%). DQO: demanda química de oxigênio (mg L^{-1}); Turbidez: unidade nefelométrica (NTU); SS: sólidos suspensos (mg L^{-1}); ST: sólidos totais (mg L^{-1}); SF: sólidos fixos (mg L^{-1}); SV: sólidos voláteis (mg L^{-1}).

A análise dos resultados indicam, de uma forma geral, que a maior eficiência de remoção foi registrada nos experimentos 6 (cloreto férrico, 550 mg/L , pH 7,0) e 9 (cloreto férrico, 550 mg/L , pH 8,0), com destaque para DQO (86%), turbidez (97%) e sólidos suspensos (89%) ocorreram nestes experimentos. A alta eficiência de remoção de SS e DQO se refletem nos valores de turbidez encontrados. Estes resultados estão de acordo com AL-MUTAIRI et al. (2004) reportam que o processo de coagulação no tratamento de águas residuárias tem como objetivo a remoção de materiais coloidais que causam cor e turbidez, caracterizando-se pela eliminação de SS e matéria orgânica.

As indústrias processadoras de alimentos apresentam em efluentes com elevada DQO (GUERRERO et al., 1999; BERARDINO et al., 2000; SKOKA et al., 2004). De acordo com SKOKA et al. (2004) com a aplicação de um processo de tratamento biológico a máxima remoção desse parâmetro foi de 90%.

MITTAL (2005) e NUNES et al. (1999) indicaram o processo de coagulação como tratamento físico-químico primário, pode atingir nesta fase de tratamento índices de redução de DQO de 32 a 90%. NUNEZ et al. (2001) trabalhando com FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ no tratamento de águas residuárias de abatedouro bovino, obtiveram remoções de DQO de 75% e 45%, respectivamente. Estas constatações permitem afirmar notadamente a eficiência dos coagulantes avaliados neste trabalho no pré-tratamento do efluente da indústria da pesca, a julgar pelos dados expressos na Tabela 2. Com relação a eficiência de remoção do FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ a literatura tem salientado, a respeito da remoção de material particulado maior eficiência para o FeCl_3 (NUNEZ et al., 2001; EBELING et al., 2003; AL-MUTAIRI et al., 2004; MITTAL, 2005; GHANDY, 2005). Isso se reflete nos resultados obtidos nas condições experimentais avaliadas, conforme pode-se verificar na Tabela 2 e nas Figuras 2 a 5.

Na Tabela 3 estão expressos os efeitos das estimativas para cada variável, assim como as interações entre as remoções de DQO, turbidez e sólidos.

Tabela 3. Efeitos principais e interação entre a remoção de DQO, turbidez e sólidos no efluente da indústria da pesca.

| Fator | DQO | | | Turbidez | | | Sólidos Suspensos | | | Sólidos Voláteis | | |
|-------------------------------|--------|------|-------|----------|-------|-------|-------------------|------|-------|------------------|-------|-------|
| | Efeito | Erro | p | Efeito | Erro | p | Efeito | Erro | p | Efeito | Erro | p |
| X ₁ | -18,19 | 0,75 | 0,000 | -12,9 | 0,807 | 0,000 | 10,37 | 1,00 | 0,000 | 4,17 | 0,582 | 0,000 |
| X ₂ | 20 | 0,86 | 0,000 | 65,1 | 0,890 | 0,000 | 43,98 | 1,15 | 0,000 | 1,34 | 0,668 | 0,059 |
| X ₃ | 1,84 | 0,86 | 0,045 | -4,35 | 0,961 | 0,000 | 16,93 | 1,15 | 0,000 | 16,37 | 0,668 | 0,000 |
| X ₁ X ₂ | 2,94 | 0,71 | 0,000 | 3,37 | 0,798 | 0,000 | 15,16 | 0,96 | 0,000 | 7,09 | 0,556 | 0,000 |
| X ₁ X ₃ | 0,72 | 0,71 | 0,328 | 10,5 | 0,759 | 0,000 | -13,42 | 0,96 | 0,000 | 5,16 | 0,556 | 0,000 |
| X ₂ X ₃ | 5,08 | 0,76 | 0,000 | 16,2 | 0,817 | 0,000 | 5,84 | 1,02 | 0,000 | 2,18 | 0,593 | 0,001 |
| Interação. | 64,46 | 0,38 | 0,000 | 77,4 | 0,401 | 0,000 | 65,07 | 0,52 | 0,000 | 27,80 | 0,301 | 0,000 |

X₁: tipo de coagulante; X₂: concentração de coagulante; X₃: pH; X₁ X₂: interação tipo de coagulante e concentração; X₁ X₃: interação tipo de coagulante e pH; X₂ X₃: interação concentração e pH.
p: grau de influência dos fatores (p≤0,05).

Avaliando os dados expressos na Tabela 3, verifica-se que os efeitos principais, assim como suas interações, demonstraram influência significativa (p ≤ 0,05) nos parâmetros avaliados, com exceção da interação tipo de coagulante e pH para remoção de DQO. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por MORAES et al. (2006) avaliaram o uso de coagulantes no tratamento de efluentes de indústrias de pesca, verificando que para as respostas remoção de sólidos e turbidez, tanto a concentração do agente coagulante como o pH do efluente influenciaram nas respostas ao nível de 5% de significância. Observa-se efeito positivo para ambas respostas. Isso significa que a

maior remoção da turbidez e SS ocorrem com o aumento da concentração do coagulante. Ao passar do nível inferior (-1) ao nível superior (+1) resultou em eficiência de remoção de 20% de DQO, 65,1% de turbidez e 43,9% de sólidos suspensos. Esta constatação pôde ser elucidada a partir dos dados expressos na Tabela 2, onde se verifica de uma forma geral, que as maiores eficiências de remoções, são registradas nas concentrações de 300 e 550mg L⁻¹ de coagulante. É possível verificar ainda, analisando os dados da Tabela 3 diferenças significativas e influência negativa na remoção de DQO e turbidez, quando utilizado FeCl₃ e Al₂(SO)₃, sendo registrados reduções de DQO e turbidez de até 18,2% e 12%, respectivamente.

AL-MALACK et al. (1999) e EBELING et al. (2003) trabalhando com FeCl₃ e Al₂(SO)₄ encontraram maior eficiência para o FeCl₃ na remoção destes parâmetros. Com relação ao pH, no trabalho em questão, observou-se influência positiva, com o aumento do pH de 6,0 para 8,0 é verificado um aumento na remoção dos parâmetros em análise, exceto para turbidez. De acordo com AL - MUTAIRI et al. (2004) valores de pH maiores do que 8,0 fazem com que haja dificuldade de adsorção eletrostática contribuindo negativamente para diminuição de contaminantes orgânicos. As maiores eficiências de remoção de SS tem sido indicada por diferentes autores quando se utiliza FeCl₃ e Al₂(SO)₃ no intervalo de pH entre 6 e 8. JIMÉNEZ & LANDA (1998) utilizando FeCl₃ e Al₂(SO)₄ na concentração de 400 mg L⁻¹ e pH 6,5 e 8,0 em efluentes industriais, obteve eficiências de remoções na ordem de 64% e 73%, para FeCl₃ e Al₂(SO)₃, respectivamente. Nos resultados expressos na Tabela 2 se pode observar remoções superiores a 88% de SS quando se utiliza no efluente da indústria da pesca FeCl₃ como coagulante na faixa de pH 7 e 8 e máximos e mínimos de 79% e 68% neste mesmo intervalo de pH utilizando Al₂(SO)₃, com concentrações de 300 e 550 mg L⁻¹ de ambos coagulantes. Em fase disso pode ser indicada como condição ótima, a concentração de 550 mg L⁻¹ de FeCl₃ a pH 8,0 (tratamento 9), resultando em eficiência de remoção de 86% (DQO), 96% (turbidez), 89% (SS), 20% (SF) e 60% (SV).

A Tabela 4 apresenta os modelos matemáticos gerados a partir das variáveis estudadas, para remoção de turbidez, DQO e sólidos, com base nos efeitos significativos e interação dos fatores avaliados mediante aplicação da Equação 1.

Tabela 4. Modelos das respostas para o efluente da pesca utilizando os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio como tratamento.

| Modelos | R ² |
|---|----------------|
| Turbidez = $110,12 - 0,2598X_1 + 58,09X_2 - 0,5765X_2^2 + 3,9591X_3 - 0,0426X_3^2 + 0,006X_1X_2 + 0,002X_1X_3 + 0,0031X_2X_3$ | 0,86 |
| DQO = $74,978 - 0,20893X_1 + 11,10823X_2 - 0,11009X_2^2 - 0,02906X_3 + 0,00057X_1X_2 + 0,00098X_2X_3$ | 0,83 |
| SS = $68,17 + 0,08504X_1 + 45,82551X_2 - 0,45596X_2^2 + 5,7499X_3 - 0,05511X_3^2 + 0,00291X_1X_2 - 0,00258X_1X_3 + 0,00112X_2X_3$ | 0,74 |
| SV = $30,05502 - 0,07684X_1 - 9,39855X_2 + 0,09323X_2^2 + 18,37668X_3 - 0,18287X_3^2 + 0,00136X_1X_2 + 0,00099X_1X_3 + 0,00042X_2X_3$ | 0,37 |

X₁: tipo de coagulante; X₂: concentração de coagulante; X₃: pH; R²: coeficiente de determinação.

Os termos lineares, quadráticos e suas interações que não foram significativas ($p \geq 0,05$) foram excluídos. Assim, observou-se nos modelos descritos, a ausência dos valores para os coeficientes β_{33} e β_{13} para resposta remoção de DQO. A viabilidade dos modelos obtidos para turbidez, DQO e SS foi expressa pelos altos coeficientes de determinação (R²). Os maiores coeficientes (β_2) dos modelos propostos foram obtidos para remoção de turbidez e DQO (Tabela 4), que revelaram alta sensibilidade para remoção de turbidez e matéria orgânica nas diferentes concentrações de coagulantes.

O ajuste dos dados experimentais podem ser avaliados na Tabela 5 que apresenta a análise de variância para as variáveis DQO, turbidez, SS e SV.

Tabela 5. ANOVA para as respostas DQO, turbidez, sólidos suspensos e sólidos voláteis.

| Fonte de Variação | DQO | | | | Turbidez | | | | Sólidos Suspensos | | | | Sólidos Voláteis | | | |
|-------------------|-------|----|-------|-------|----------|----|-------|-------|-------------------|----|-------|-------|------------------|----|-------|------|
| | SS | df | MS | F | SS | df | MS | F | SS | df | MS | F | SS | df | MS | F |
| Regressão | 54523 | 5 | 1091 | 36,13 | 36118 | 8 | 4515 | 43,13 | 22632 | 7 | 3233 | 14,10 | 1775 | 5 | 355,1 | 4,27 |
| Resíduo | 905,5 | 30 | 30,18 | | 2512 | 24 | 107 | | 6378 | 28 | 227,8 | | 2494 | 30 | 83,13 | |
| Falta ajuste | 832,8 | 12 | 69,40 | | 2448 | 8 | 306 | | 6246 | 10 | 624,6 | | 2399 | 12 | 199,9 | |
| Erro Puro | 72,68 | 18 | 4,038 | | 63,82 | 16 | 3,988 | | 132,7 | 18 | 7,37 | | 94,47 | 18 | 5,25 | |
| Total | 6358 | 35 | 181,7 | | 38630 | 32 | 1207 | | 29011 | 35 | 828,8 | | 4269 | 35 | 121,9 | |

SS: Soma dos quadrados; df: graus de liberdade; MS: média quadrática; F: Fonte de variação para 95% de confiança.

O ajuste dos dados pôde ser verificado pelos coeficientes de determinação (R²) registrados, principalmente para DQO, turbidez e SS associados aos valores de F a nível de probabilidade $p \leq 0,05$. Os elevados coeficientes de determinação (0,868, 0,835 e 0,74) e $F = 43,13$ ($>F_{8,24,0,05} = 2,36$) para remoção de turbidez $F = 36,13$ ($>F_{5,30,0,05} = 2,53$) para remoção da DQO e para remoção de SS $F = 14,10$ ($>F_{7,28,0,05} = 2,36$) verificou-se que os modelos foram adequados ao nível de probabilidade $p \leq 0,05$. A boa reprodutibilidade dos dados foi confirmada pelo baixo valor do erro puro (Tabela 5).

Com base nestes resultados, os modelos podem ser utilizados para gerar as superfícies de resposta para análise dos efeitos sobre as variáveis remoção de poluentes.

As Figuras 2, 3, 4 e 5 apresentam as superfícies de repostas para eficiência de remoção dos parâmetros DQO e turbidez, em função do tipo de coagulante, concentração e pH, obtidos mediante os modelos gerados, considerando os efeitos significativos e interação dos fatores. A metodologia de superfície de resposta foi usada para avaliar as relações entre a média das respostas (DQO e turbidez) e as variáveis independentes (tipo de coagulante, concentração de coagulante e pH), que podem exercer influência nas medidas das respostas (BOX et al., 1978).

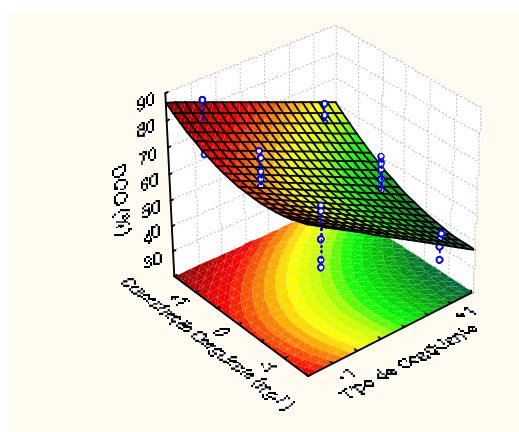


Fig. 2. Efeito da Concentração e Tipo de Coagulante na remoção de DQO.

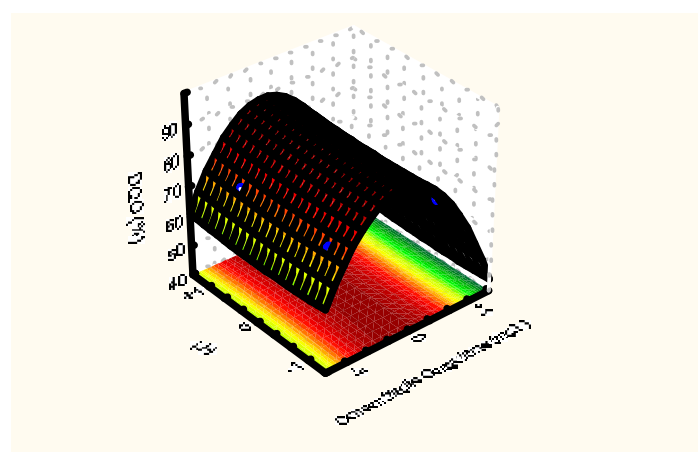


Fig. 3. Efeito da Concentração de Coagulante e pH na remoção de DQO.

Os diagramas das superfícies de respostas expressos pelas Figuras 2 e 3 elucidam o efeito da concentração de coagulantes, do tipo de coagulante e pH, na eficiência de remoção de DQO. É notória a influência da concentração do coagulante. É demonstrado que a medida que aumenta os teores de FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, maiores são as remoções. As maiores respostas foram registradas nas maiores concentrações testadas, independente do coagulante. No entanto com superioridade quando se utiliza FeCl_3 . Isso é também evidenciado no diagrama representado pela Figura 3, que apresenta o efeito da concentração de coagulante e pH do efluente na eficiência de remoção de DQO. Avaliando o comportamento gráfico observa-se que, quando se utiliza FeCl_3 (-1), nas maiores concentrações avaliadas (0 +1) independente do pH, há uma tendência no aumento da eficiência de remoção de DQO. Assim, de acordo com o modelo obtido (Tabela 4), quando a combinação das variáveis tipo de coagulante (X1), concentração de coagulante (X2) e pH (X3) for (-1) (+1) e (+1), a resposta será ainda maior,

resultando em uma eficiência de remoção de 86% (Tabela 2). É importante ressaltar que a DQO solúvel engloba tanto a parcela devida às partículas dissolvidas, quanto à parcela devida à presença de partículas coloidais (VON SPERLING, 1996). Os consideráveis índices de remoções alcançados mostram a elevada eficiência do processo de coagulação, não somente na eficiência de remoção de material suspenso, mas também da matéria solúvel e coloidal, obtida devido à adição dos agentes coagulantes, principalmente o FeCl_3 .

O efeito dos fatores tipo de coagulante (X1), concentração de coagulante (X2) e pH (X3) na turbidez do efluente são expressos nas Figuras 4 e 5 respectivamente.

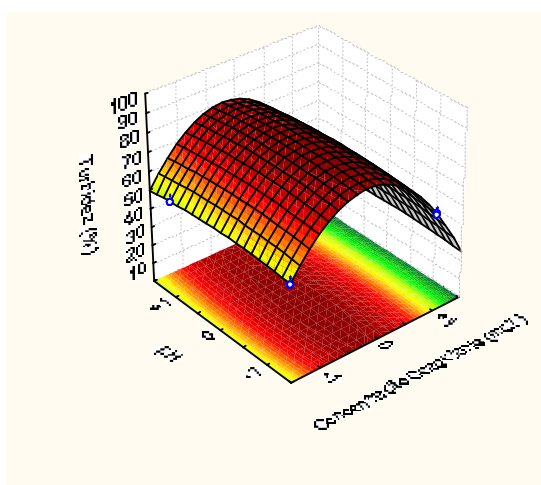


Fig. 4. Efeito da Concentração do coagulante e pH na remoção de turbidez.

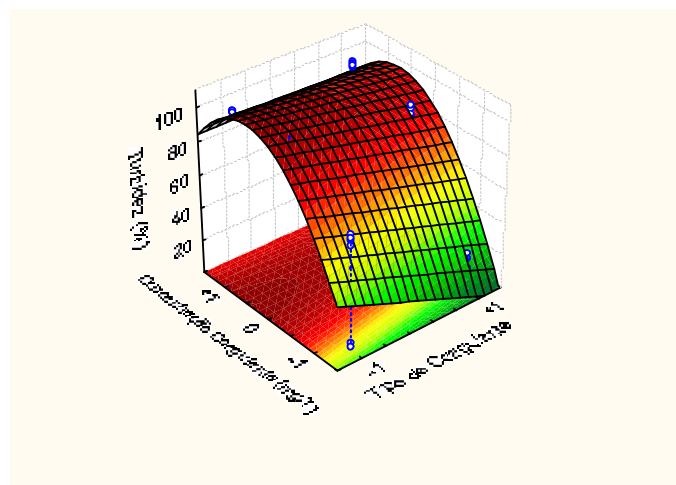


Fig. 5. Efeito do tipo de coagulante e concentração na remoção de turbidez.

Avaliando a Figura 4, observa-se a tendência de aumento na eficiência de remoção de turbidez nas maiores concentrações de coagulantes utilizados, assim como descrito para DQO. Da mesma forma que registrado para DQO, há um aumento nos valores deste parâmetro ao passar do nível +1 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ para o -1 (FeCl_3) com um ótimo entre as concentrações de 300 e 550 mg L^{-1} (Tabela 1). Enquanto que para a variável DQO fica demonstrada a influência do pH na eficiência de remoção, para o parâmetro turbidez isso não se reflete, uma vez que, de acordo com o diagrama de superfície de resposta expresso pela Figura 5 e dados da Tabela 2, a turbidez independe do pH utilizado. Independente disto, as melhores condições são indicadas pelos experimentos 6 e 9, uma vez que para as combinações (-1) (+1) (+1) e (-1) (+1) (0), ocorreram as maiores remoções de DQO, turbidez e SS.

A análise da Tabela 6 indica não haver diferença significativa estatisticamente definida, a nível de probabilidade de 5%, entre as eficiências de remoções nas condições consideradas.

Tabela 6. Diferença de média das eficiências, segundo teste de “Tukey”

| Variáveis | Eficiência de remoção | | p | F |
|-----------|-----------------------|-------|-------|-----|
| | A | B | | |
| DQO | 84,5a | 86,5a | >0,99 | 1,0 |
| Turbidez | 96,9a | 95,7a | 0,16 | 56 |
| SS | 88,5a | 88a | >0,99 | 0 |
| SV | 42a | 59b | 0,006 | 1 |

A = experimento 6; B= experimento 9; valores seguidos por letras diferentes diferem significativamente ($p \leq 0,05$).

Uma série de autores tem demonstrado a superioridade do FeCl_3 em relação ao $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ no processo de coagulação de efluentes industriais (NUNEZ et al., 2001; DELGADO et al., 2003; AL-MUTAIRI et al., 2004; MARTINS, 2005; GHANDI, 2005), mas nem todos obtiveram elevada eficiência. DELGADO et al. (2003) utilizaram o FeCl_3 como coagulante no tratamento de efluente frigorífico, alcançaram eficiência que oscilou no intervalo de 60 e 75% para redução de turbidez, aplicando dosagens que variaram de 50 a 500 mg L^{-1} . AL-MUTAIRI et al. (2004) constataram aumento na remoção de turbidez com o aumento na concentração do coagulante utilizado, FeCl_3 , obtendo as maiores remoções com concentrações de 200 mg L^{-1} , para turbidez inicial do efluente de 26 NTU. É importante salientar que no presente trabalho são registrados valores inicial de 119 NTU, conforme podemos verificar no item 2.2.2.

4 CONCLUSÃO

Nas condições experimentais foi possível concluir que o tipo de coagulante, concentração e pH do efluente influenciam significativamente, ao nível significância de 5% de probabilidade, na remoção da DQO, turbidez e SS.

O cloreto férrico na concentração de 550 mg L^{-1} e pH 8 foi melhor agente coagulante na eficiência de remoção de DQO, turbidez e sólidos.

Os consideráveis índices de eficiência de remoções dos parâmetros em estudo são bastante satisfatórios comprovando a eficiência do processo de coagulação/floculação no tratamento primário de efluente da indústria da pesca.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 142, p. 29-45, 2002.

AL-MUTAIRI, N. Z.; HAMODA, M.F.; AL-GHUSAIN, I.. Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**. v. 95, p. 115-119, 2004.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington 20 ed. 1998.

AGUILAR, M.I.; SÁEZ, J.; LLORÉS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J.F.. Nutrient removal and sludge production in the coagulation – flocculation process, **Water Research**, v. 36, p. 2910-2919, 2002.

BERARDINO, S. Di; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology**. v. 71, p. 261-266, 2000.

BOX, G.E.P.. W.G. Hunter and J.S. Hunter, Statistics for Experiments, John Wiley & Sons, New York, 1978.

DELGADO, S.; DIAZ, S.; GARCIA, D.; OTERO, N. Behaviour of inorganic coagulants in secondary effluents from a conventional wastewater treatment plant. **Filtration and Separation**, OXFORD, ISSN 0015 – 1882, 2003.

EBELING, J.M.; SIBRELL, P.L.; OGDEN AND S.T. SUMMERFELT, S.R.. Evaluation of chemical coagulation – flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorous from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. **Aquacult. Eng.**, v. 29, p. 32-42, 2003.

FREIRE, R. S.; PLEGRINI, R.; KUBOTA, L. T. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**. v. 23, p. 504-511, 2000.

GHANDI, G.. Tratamento e controle de efluentes industriais. p. 5-46, 2005.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R. Anaerobic hidrólisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3281-3290, 1999.

JIMÉNEZ, C.B.; LANDA, V.H.. Physico-chemical and bacteriological characterization of wastewater from Mexico City, **Water Sci. Technol.**, v. 37, p. 1-8, 1998.

- MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F. El.; MUÑOZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 73, p. 263-272, 2000.
- MITTAL, G. S. Treatment of wastewater from abattoirs before land application-a review. **Bioresour Technol**. v. 9, p. 1119-35, 2006.
- MORAES, M.A.; PINTO, L.A.A.; ROSA, G. S.; PRZYBYLSKI, S.L.A.. Quitosana como agente coagulante no tratamento de efluentes. **XXXII Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados**, Maringua, 2006.
- MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**. v. 91, p. 207-214, 2004.
- NUÑEZ, L.A.; FUENTE, E.; MARTINEZ AND. GARCIA, B.. Slaughterhouse wastewater treatment using ferric and aluminum salts and organic polyelectrolites, **J. Environ. Sci. Health**. v. 34, p. 721-736, 1999.
- NUÑEZ, V. J.; VONTOLINA, D; NIEVES, M.; PIÑA, P.; MEDINA, A.; GUERRERO, M. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 78, p. 161-164, 2001.
- SANTANA, T.S. & PAWLOWSKY, U. Reciclagem de águas residuárias tratadas em indústria de café. **Brasil Alimentos** - nº 21, p. 34-35, 2003.
- VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 3. 1997.

SEPARAÇÃO DA BIOMASSA DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA TRATADO COM CIANOBACTÉRIA

A.G.M, Silva; M.I., Queiroz

Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Departamento de Química
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos
Rua Engenheiro Alfredo Huch, 475 – CEP 96201-900 - Rio Grande/RS

RESUMO

O trabalho teve por objetivo avaliar o efeito de coagulantes na separação da biomassa de *Aphanothece microscópica* Nägeli gerada no tratamento do efluente da indústria pesqueira. Os experimentos foram realizados em um reator em sistema descontínuo com capacidade de 5L, inóculo em torno de 200mg/L de células de *Aphanothece microscópica* Nägeli na fase exponencial de crescimento. Foram utilizadas as seguintes condições: aeração constante (1VVM), pH 7,8, 30°C, ausência de luminosidade, razão C/N 20 e tempo de detenção hidráulico de 30 horas. A definição da melhor condição para a separação da biomassa foi realizada através de um planejamento experimental fatorial misto com dois e três níveis ($3^2 \times 2$), com os fatores: tipo de coagulante (cloreto férrico e sulfato de alumínio), concentração do coagulante (50 mg L⁻¹; 300 mg L⁻¹; 550 mg L⁻¹) e pH (6,0; 7,0; 8,0). Os ensaios foram realizados em Teste de Jarros, agitação rápida de 110rpm/30s, lenta de 50rpm/10s e tempo de sedimentação de 15 minutos. Considerou-se como resposta a concentração de sólidos fixos (SF), voláteis (SV) e totais (ST), sólidos suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez do sobrenadante. Os resultados indicaram efeito negativo ($p \leq 0,05$) da concentração do coagulante, para as respostas SS, ST e turbidez e do tipo de coagulante para todas as respostas exceto SF e SV. Foi constatado que a melhor condição avaliada foi o experimento com FeCl₃ na concentração de 300mg/L a pH 7. O efeito combinado do tratamento do efluente da indústria da pesca e coagulantes resultou em elevada eficiência de remoção de DQO e sólidos, que se refletiu em uma eficiência de remoção de turbidez de 97%, demonstrando o efeito da separação da biomassa pelo uso de coagulantes, em especial FeCl₃.

Palavras-chave: *Aphanothece*; tratamento efluente; separação da biomassa.

ABSTRACT

This work had as objective to evaluate the effect of coagulants in the separation of the biomass of *Aphanothece microscópica* Nägeli generated from the wastewater effluent of the fishing industry. The experiments were carried out in a reactor in batch system with a capacity of 5L, with inoculum of almost 200mg/L of *Aphanothece microscópica* Nägeli cells. The following conditions were used: constant aeration (1VVM), pH 7.8, 30°C, absence of luminosity, C/N ratio of 20 and hydraulic detention time of 30 hours. The definition of the best condition for the separation of the biomass was carried out through an experimental factorial design compound with two and three levels ($3^2 \times 2$), with the factors: type of coagulant (ferric chloride and aluminum sulphate), concentration of coagulant (50 mg L⁻¹; 300 mg L⁻¹; 550 mg L⁻¹) and pH (6.0; 7.0; 8.0). The experiments were carried out in Jar-Test, fast agitation of 110 rpm/30s, slow agitation of 50 rpm/10s and a sedimentation time of 15 min. The concentration of fixed solids (FS), volatile solids (VS), total solids (TS), suspended solids (SS), chemical oxygen demand (COD) and turbidity of the supernatant were considered as responses. The results indicated negative effect ($p \leq 0.05$) of the concentration of the coagulant for the responses SS, TS and turbidity and of the type of coagulant for all the responses except FS and VS. It was evident that the best evaluated condition was the experiment with FeCl₃ in the concentration of 300 mg L⁻¹ pH 7. The agreed effect of the treatment of the effluent from the fishing industry and coagulants resulted in high efficiency of COD removal and solids that reflected an elevated efficiency of turbidity removal of 97%, demonstrating the effect of the separation of the biomass by the use of coagulants especially FeCl₃.

Keywords: *Aphanothece*; effluent treatment; biomass separation.

1 INTRODUÇÃO

As conseqüências ambientais e econômicas da rápida expansão das empresas alimentícias têm gerado discussões em relação à problemática ambiental, promovendo o desenvolvimento de técnicas mais eficientes e de baixo custo para o tratamento de seus efluentes antes de sua descarga, assim como o reaproveitamento dos nutrientes.

O processamento de pescado resulta em considerável volume de efluente lançado ao meio ambiente, representando grande desafio para o tratamento devido a sua complexidade química. Uma vez que carrega consigo componentes estruturais da matéria-prima, é considerado um dos principais problemas ambientais detectados em regiões com tradição pesqueira por gerar significativas quantidades de matéria orgânica e sólidos suspensos (CONTRERAS et al., 2000; LIM et al., 2003).

Dentro deste cenário, a utilização de cianobactérias no tratamento de efluentes é uma alternativa que vem sendo estudada. Este procedimento implica em várias vantagens aos tratamentos convencionais, como eficiência na capacidade de reciclar nutrientes, curto tempo de geração, fácil cultivo em pequenas áreas, acrescido da possibilidade de utilização da biomassa gerada, na alimentação seja humana ou animal, entre outras aplicações.

A *Aphanothece microscopica* Nägeli é uma cianobactéria caracterizada pela formação de colônias macroscópicas amorfas, com mucilagem abundante, firme e rígida, coloração verde-azulada escura, células adultas elípticas a cilíndricas, com conteúdo celular finamente granulado, sem aerótopos; com dimensões de 9,0-9,5 x 4,2 µm, cerca de 2,1 vezes mais compridas que largas (DE LORENZO, 1995).

Esta cianobactéria ocorre em altas concentrações no estuário da Lagoa dos Patos, com florações constantes durante todo o ano, e tem sido largamente estudada quanto a sua utilização no tratamento de efluentes da indústria de alimentos e na produção de proteína unicelulare (QUEIROZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2002; QUEIROZ et al., 2004; QUEIROZ et al., 2005; QUEIROZ et al., 2006; QUEIROZ et al., 2007). No entanto, quando aplicada ao tratamento de efluentes, a recuperação da biomassa deve ser otimizada, devido ao pequeno tamanho da partícula formada somada ao alto grau de diluição das culturas resultantes do pós-tratamento e a necessidade de manipulação de grande volumes para recuperação da biomassa (GRIMA et al., 2003).

A técnica escolhida para promover a separação da biomassa deve ser capaz de processar os grandes volumes utilizados na produção desse componente. A suspensão

de microrganismo pode ser separada por centrifugação, filtração ou em alguns casos por sedimentação, simplesmente pela ação da gravidade. A recuperação por filtração é considerada insatisfatória, por ser um procedimento relativamente lento. A sedimentação geralmente auxiliada pela coagulação/ floculação é considerada uma boa escolha e tem sido aplicada na recuperação da biomassa, quando desenvolvida na depuração de efluentes. A utilização de coagulantes, é um procedimento que vem sendo usado para separação de sólidos que não sedimentam visando a formação de floculos passíveis de serem removidos (AGUILAR et al., 2002; AL-MUTAIRI et al., 2004; EBELING et al., 2005). Em face disso, o trabalho teve por objetivo avaliar o efeito dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio em diferentes concentrações e pH na separação da biomassa de *Aphanothece microscópica* Nägeli gerada no tratamento de efluente da indústria de pesca.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Obtenção do efluente

O efluente foi coletado após o tanque de equalização do sistema de tratamento de uma empresa processadora de pescado da cidade de Rio Grande – RS, conforme indicado na Figura 1.

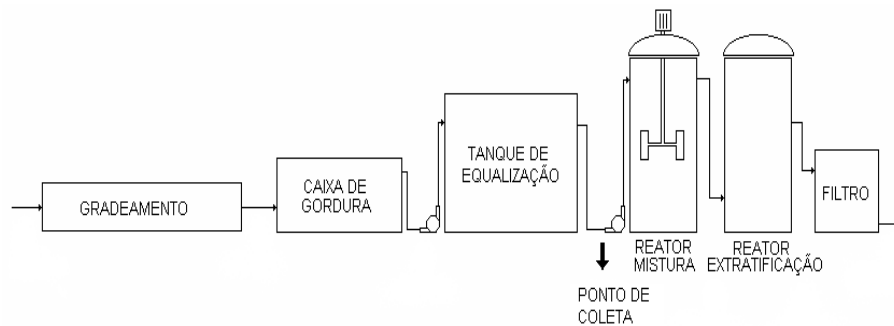


Figura 1: Representação esquemática da planta de tratamento de efluentes da indústria da pesca e indicação do ponto de coleta.

O sistema de depuração do efluente é constituído de um gradeamento, caixa de gordura, tanque de equalização, reator de mistura completa e um filtro de brita. O efluente foi caracterizado quanto aos parâmetros: turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (N-TK), fósforo ($P-PO_4^{3-}$), sólidos totais (ST), suspensos (SS), voláteis (SV) e fixos (SF), de acordo com os procedimentos descritos

em métodos padrão para análise de águas e efluentes (APHA, 1998). A turbidez foi medida em turbidímetro da marca Termo Orion, modelo Aquafast II.

2.2 Preparo do inóculo

As suspensões de *Aphanothece microscopica* Nägeli foram mantidas em meio BG-11 (Braun – Grunow Medium), (RIPPKA et al., 1979), por 48 horas, à 30°C, pH 7,8, fotoperíodo de 12 h e 2000 lux de luminosidade (QUEIROZ, 1998). A concentração celular foi determinada gravimetricamente, através da filtração de volume conhecido de meio de cultura, na fase exponencial de crescimento, em filtro de diâmetro 0,45µm, seco a 60°C por 24 horas.

O meio BG-11 é composto por K₂HPO₄.3H₂O (0,04 g/L), MgSO₄.7H₂O (0,075 g/L), Na₂CO₃ (0,15 g/L), NaNO₃ (0,15 g/L), EDTA (0,001 g/L), H₃BO₃ (2,86 g/L), MnCl₂.4H₂O (1,81 g/L), ZnSO₄.7H₂O (0,222 g/L), Na₂MoO₄.2H₂O (0,39 g/L), CuSO₄.5H₂O (0,079 g/L), CoCl₂.6H₂O (0,040 g/L), ácido cítrico (0,006 g/L) e citrato de amônio férrico (0,006 g/L).

2.3 Desenvolvimento dos experimentos

Os experimentos foram conduzidos em reator, em sistema descontínuo de mistura perfeita, com capacidade de 5L com inóculo em torno de 200mg/L de células de *Aphanothece*. Um volume de cultura equivalente ao requerido foi centrifugado a 4000 rpm por 20 minutos, separado do sobrenadante, e transferido para o reator sob aeração constante (1VVM), pH 7,8, 30°C, ausência de luminosidade, razão C/N ajustada a 20 e tempo de detenção hidráulico 30 horas (HORNES & QUEIROZ, 2004).

2.4 Separação da biomassa gerada

2.4.1 Procedimentos dos testes com os coagulantes

Para a avaliação do efeito dos coagulantes FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃ na separação da biomassa foram realizados ensaios em *Jar-Test* (Jar-Test Milan – Modelo JT 101) dotado de seis jarros com capacidade de 2000mL, 19cm de altura e 12,5cm de largura. Os ensaios foram realizados com agitação rápida de 110 rpm durante 30 segundos, seguida de etapa lenta com velocidade de 50 rpm durante 10 segundos e tempo de sedimentação de 15 minutos, sendo logo após, caracterizado o líquido clarificado, quanto aos parâmetros: sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e totais (ST), sólidos

suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO) (APHA, 1998). A turbidez foi medida em turbidímetro da marca Termo Orion, modelo Aquafast II.

2.4.2 Planejamento Experimental

Um planejamento fatorial completo $3^2 \times 2$ com duas variáveis independentes (concentração de coagulante e pH) em três níveis e uma variável independente (tipo de coagulante) em dois níveis, foi realizado para avaliar o efeito destas variáveis sob a turbidez, sólidos e DQO. O planejamento foi baseado em 18 experimentos em duplicata. As variáveis e os níveis estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Matriz do planejamento experimental.

| Tratamento | Valores reais e codificados | | |
|------------|---|----------|----------|
| | X1 | X2 | X3 |
| 1 | -1 (FeCl ₃) | -1 (50) | -1 (6,0) |
| 2 | -1 (FeCl ₃) | 0 (300) | -1 (6,0) |
| 3 | -1 (FeCl ₃) | +1 (550) | -1 (6,0) |
| 4 | -1 (FeCl ₃) | -1 (50) | 0 (7,0) |
| 5 | -1 (FeCl ₃) | 0 (300) | 0 (7,0) |
| 6 | -1 (FeCl ₃) | +1 (550) | 0 (7,0) |
| 7 | -1 (FeCl ₃) | -1 (50) | +1 (8,0) |
| 8 | -1 (FeCl ₃) | 0 (300) | +1 (8,0) |
| 9 | -1 (FeCl ₃) | +1 (550) | +1 (8,0) |
| 10 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | -1 (50) | -1 (6,0) |
| 11 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | 0 (300) | -1 (6,0) |
| 12 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | +1 (550) | -1 (6,0) |
| 13 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | -1 (50) | 0 (7,0) |
| 14 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | 0 (300) | 0 (7,0) |
| 15 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | +1 (550) | 0 (7,0) |
| 16 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | -1 (50) | +1 (8,0) |
| 17 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | 0 (300) | +1 (8,0) |
| 18 | +1 (Al ₂ (SO ₄) ₃) | +1 (550) | +1 (8,0) |

X₁: tipo de coagulante X₂: concentração do coagulante (mg L⁻¹); X₃: pH.

De acordo com as respostas do planejamento experimental, os efeitos de cada variável foram calculados e as interações determinadas entre eles. As superfícies de resposta foram obtidos através da montagem dos modelos empíricos (Equação 1).

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_{11} X_1^2 + \beta_{22} X_2^2 + \beta_{33} X_3^2 + \beta_{12} X_1 X_2 + \beta_{13} X_1 X_3 + \beta_{23} X_2 X_3$$

Equação 1

X₁, X₂ e X₃ são os níveis codificados das variáveis independentes; β é o coeficiente de regressão (β_0 : interceptação; β_1 , β_2 , β_3 : linear; β_{12} , β_{13} , β_{23} : interação e β_{11} , β_{22} , β_{33} : coeficientes quadráticos).

A partir dos valores registrados foi calculada a eficiência de remoção para cada tratamento mediante a Equação 2.

$$Eficiência = \left[\frac{(EA - EAC)}{EA} \right] \times 100$$

Equação 2

Onde: EA: Efluente do tratamento por *Aphanothece*

EAC: Efluente tratado por *Aphanothece* e coagulantes

2.5 Avaliação dos resultados

Os dados foram analisados por regressão, o ajuste dos modelos polinomiais foi expresso pelo coeficiente de determinação (R^2), e a eficiência estatística foi confirmada pelo teste F.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Eficiência de remoção de nutrientes, sólidos e turbidez por *Aphanothece microscopica* Nägeli

A Tabela 2 apresenta os valores de eficiência de remoção de nutrientes, turbidez, bem como pH do efluente oriundo do tanque de equalização e após tratamento por *Aphanothece microscopica* Nägeli.

Tabela 2. Remoção de nutrientes, sólidos e turbidez do efluente da indústria da pesca tratado por cianobactéria.

| Parâmetros | ET | EA | E % |
|---------------------------------|--------|---------|------|
| turbidez | 205,7 | 321 | -56 |
| DQO | 1809 | 217,6 | 88 |
| N-TK | 93,5 | 29,4 | 69 |
| N-NH ₃ | 43,8 | 11,77 | 73 |
| P-PO ₄ ⁻³ | 9,8 | 1,70 | 83 |
| SF | 635 | 899 | -42 |
| SV | 835 | 1780,67 | -113 |
| ST | 1526,6 | 2575,3 | -69 |
| SS | 178,4 | 334 | -87 |
| pH | 8,6 | 7,7 | |

6 repetições; ET: Efluente oriundo do tanque de equalização ajustado; EA: efluente após tratamento com *Aphanothece*; Turbidez (NTU), DQO: demanda química de oxigênio (mg/L); N-TK: nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L); N-NH₃: amônia (mg/L); P-PO₄⁻³: fósforo (mg/L); SF: sólidos fixos (mg/L); SV: sólidos voláteis (mg/L); ST: sólidos totais (mg/L); SS: sólidos suspensos (mg/L); pH: potencial Hidrogênico. E: eficiência de remoção.

As operações de processamento de pescado, como em qualquer outro processamento industrial, produzem efluentes que, dependendo da operação, pode apresentar grau de contaminação pode ser pequeno, como nas operações de lavagem, médio, no filetagem, ou alto, na drenagem de sangue de tanques de estocagem de pescado (GONZALEZ, 1995). Desta forma a concentrações em matéria orgânica e sólidos suspensos nos efluentes industriais podem apresentar variações importantes durante o dia (LYBERATO et al., 1997; CONTRERAS et al., 2000; MULKERRINS et al., 2000). Segundo CONTRERAS et al. (2000) e MULKERRINS et al. (2000) essa é uma característica comum em efluentes de indústrias de alimentos devido a diferenças no tipo e quantidade de matéria-prima processada, assim como variações nas etapas de processamento.

HORNES & QUEIROZ (2004) caracterizaram o efluente oriundo de uma indústria de processamento de pescado quanto aos parâmetros DQO, N-TK, PPO_4^{-3} . Foram encontrados valores médios de 1900, 160 e 14 mg/L, respectivamente. Estes valores que estão de acordo com os registrados na Tabela 2, onde os valores médios para estes parâmetros foram 1809, 93,5 e 9,8 mg/L, respectivamente. A diferença pode ser atribuída ao grau de poluição do efluente que varia com o tipo de operação que está sendo realizada e as espécies que estão sendo processadas (GONZALES, 1995; AFONSO & BÓRQUEZ, 2002).

A concentração média de sólidos voláteis (SV) compreende aproximadamente 55% dos sólidos totais presentes na água residuária do processamento do pescado em avaliação. Isso sugere importante fração dos sólidos totais como material orgânico. Os valores médios de sólidos voláteis encontrados (835mg/L), apesar de baixos, para este tipo de efluente, encontram-se dentro da faixa de concentrações (4402mg/L a 773 mg/L) reportado por HORNES & QUEIROZ, (2004a).

As cianobactérias agem como agentes de purificação altamente eficientes não somente pela oxigenação da água como também por sua eficiência de remoção de nutriente (SANCHO et al., 1999). Este fato é elucidado pelos resultados obtidos em que avaliando comparativamente os dados registrados após tratamento com a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli (EA) com os da caracterização do efluente (EE), observa-se importantes remoções dos componentes da água residuária, salientando-se principalmente DQO, nitrogênio total, amônia e fósforo com eficiências de remoção de 88, 69, 73, e 83%, respectivamente. Estes resultados são importantes, uma vez que nos últimos anos, ênfase considerável tem sido dada para minimizar a quantidade de

nutrientes descarregados, principalmente o nitrogênio e o fósforo (SARAIVA, 2000; SONG et al., 2000). QUEIROZ et al. (2001) utilizaram a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli na remoção de nitrogênio e matéria orgânica do efluente da indústria da parboilização do arroz na ausência de luz, encontrando uma remoção de 90,37% para nitrogênio. Este microrganismo tem demonstrado importante eficiência na remoção de nutrientes.

Para o parâmetro sólidos suspensos, LUCAS (1999) encontrou os valores de 445 e 866 mg/L na caracterização do efluente de pescado, concentrações estas superiores quando comparadas ao presente estudo. Assim, a simples sedimentação, não seria uma boa escolha quando se deseja a separação destes sólidos, uma vez que este processo torna-se apropriado para o tratamento de águas residuárias em que há elevada proporção de sólidos suspensos, os quais apresentam altas taxas de decantação, o que não foi registrado nos dados obtidos (METCALF & EDDY, 2003). O tratamento químico através de coagulantes e floculantes possibilita que sólidos que não sedimentam possam formar flocos capazes de ser removidos, o que torna uma operação unitária relevante neste tipo de efluente (POON & CHU, 1999).

Os valores negativos das eficiências de remoção calculadas para turbidez e sólidos (Tabela 2) estão de acordo com as concentrações médias expressas e refletem o aumento destes parâmetros durante o processo de tratamento com *Aphanothece microscopica* Nägeli. A excessiva concentração de sólidos é atribuída às células de cianobactérias portadoras de carga negativa fazendo com que fiquem suspensas. Além disso, as culturas geralmente se apresentam de forma relativamente diluídas ($<0,5\text{Kg/m}^3$ biomassa) conforme descrito por GRIMA et al. (2003). Esta característica, junto com o fato que a maioria das espécies possui a densidade específica ligeiramente maior do que a água torna a sua separação difícil e onerosa. Dessa forma a sedimentação, auxiliada pela coagulação/floculação, é considerada uma boa escolha e tem sido aplicada na recuperação de biomassa, quando aplicada na depuração de efluentes (KIM et al., 2005).

3.2 Determinação das condições de separação da biomassa do efluente tratado por cianobactéria através do processo de coagulação/floculação

3.2.1 Eficiências de remoção dos parâmetros de matéria orgânica e sólidos no efluente após tratamento com *Aphanothece microscópica* Nägeli e submetido ao efeito de coagulantes.

A Tabela 3 expressa as concentrações e resultados das eficiências de remoção das variáveis respostas, DQO, turbidez e sólidos.

Tabela 3. Concentração dos parâmetros avaliados após tratamento com coagulantes e eficiência de remoção.

| Tratamento | DQO | E | Turbidez | E | SS | E | ST | E | SF | E | SV | E |
|------------|-----|----|----------|----|-----|----|------|----|-----|----|------|----|
| EA | 257 | | 327 | | 347 | | 2648 | | 911 | | 1045 | |
| 1 | 173 | 32 | 19 | 94 | 40 | 88 | 1260 | 52 | 645 | 29 | 615 | 67 |
| 2 | 77 | 70 | 30 | 91 | 80 | 77 | 1342 | 49 | 500 | 45 | 842 | 54 |
| 3 | 86 | 66 | 60 | 81 | 120 | 65 | 1587 | 40 | 427 | 53 | 1159 | 37 |
| 4 | 96 | 62 | ND | - | 60 | 83 | 1180 | 55 | 647 | 29 | 532 | 71 |
| 5 | 39 | 85 | 2,4 | 97 | 25 | 93 | 1265 | 52 | 495 | 46 | 770 | 58 |
| 6 | 77 | 70 | 50 | 85 | 73 | 79 | 1595 | 40 | 742 | 18 | 852 | 54 |
| 7 | 154 | 40 | 2 | 99 | 40 | 88 | 1192 | 55 | 655 | 28 | 537 | 71 |
| 8 | 115 | 55 | 2,4 | 99 | 45 | 87 | 1632 | 39 | 377 | 59 | 1255 | 32 |
| 9 | 115 | 55 | 39 | 88 | 96 | 72 | 1262 | 52 | 782 | 14 | 480 | 74 |
| 10 | 193 | 25 | 30 | 91 | 115 | 67 | 1407 | 47 | 633 | 31 | 774 | 58 |
| 11 | 158 | 38 | 19 | 94 | 117 | 66 | 1530 | 42 | 667 | 27 | 863 | 53 |
| 12 | 118 | 55 | 36 | 89 | 100 | 71 | 1400 | 47 | 645 | 29 | 754 | 59 |
| 13 | 158 | 38 | 19 | 94 | 130 | 62 | 1405 | 47 | 642 | 30 | 763 | 59 |
| 14 | 57 | 77 | 10 | 97 | 140 | 59 | 1385 | 48 | 594 | 35 | 790 | 57 |
| 15 | 153 | 40 | 15 | 95 | 47 | 86 | 1350 | 49 | 634 | 30 | 716 | 61 |
| 16 | 198 | 25 | 16 | 95 | 125 | 64 | 1390 | 47 | 612 | 33 | 778 | 58 |
| 17 | 158 | 38 | ND | - | 137 | 60 | 1422 | 46 | 769 | 16 | 653 | 65 |
| 18 | 118 | 54 | 15 | 95 | 115 | 67 | 1230 | 54 | 595 | 35 | 634 | 66 |

Valores médios de duas repetições do planejamento.

EA: Efluente tratado por *Aphanothece microscópica* Nägeli; E: Eficiência de Remoção. DQO: demanda química de oxigênio (mg/l); Turbidez: unidade nefelométrica (NTU); SS: sólidos suspensos (mg/l); ST: sólidos totais (mg/l); SF: sólidos fixos (mg/l); SV: sólidos voláteis (mg/l). ND: não detectado.

A análise dos resultados indica que as maiores eficiências de remoção em função do tipo de coagulante utilizado foram registradas nos experimentos 5 (-1, 0, 0) e 14 (+1, 0, 0), quando são utilizados 300mg/L de FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃. Os máximos de remoção foram DQO (85%), turbidez (97%) e SS (93%), quando é utilizado o coagulante FeCl₃.

Os resultados estão de acordo com uma série de trabalhos que reportam a elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos para estes tipos de coagulantes (NUNEZ et al., 2001; SROKA et al., 2004; GUIDA et al., 2007). De acordo com SEMMENS & FIELD (1980) este efeito pode ser atribuído a propriedade da rápida associação cinética entre os compostos orgânicos e os íons de ferro e alumínio no intervalo de pH de 5,0 a 8,0. GUIDA et al. (2007) estudando o efeito comparativo na clarificação de águas, verificou que o cloreto férrico resulta em água decantada de

melhor qualidade, tomando como referência DQO, turbidez e sólidos. Isso se reflete nos dados registrados na Tabela 3 principalmente para sólidos suspensos que atinge eficiência de remoção (93% de remoção) indicando a superioridade do cloreto férrico na separação da biomassa nas condições avaliadas. Estes resultados demonstram o efeito positivo na associação do tratamento biológico a coagulantes para separação da biomassa de *Aphanothece microscopica* Nägeli da água residuária tratada, também no que se refere a remoção de DQO. NUNEZ et al. (2001) e MITTAL (2006) reportam que as unidades de coagulação/floculação associadas ao tratamento biológico para recuperação de biomassa, podem alcançar faixas de remoção de DQO de 32 a 90%, intervalo este no qual situa-se os resultados obtidos neste trabalho, onde são registrados remoções de 85 e 77%, quando se utiliza cloreto férrico e sulfato de alumínio, respectivamente.

3.3 Efeitos e influência das variáveis tipo de coagulante, concentração e pH na remoção de DQO, sólidos e turbidez no efluente tratado por *Aphanothece*.

Os resultados dos efeitos e interações entre os fatores, concentração de coagulante e pH, nas remoções dos parâmetros considerados são expressos na Tabela 4.

Tabela 4. Análise dos efeitos dos fatores concentração de coagulante e pH na remoção de DQO, turbidez e sólidos.

| Fatores | DQO | | Turbidez | | SS | | ST | | SF | | SV | |
|-------------------------------|--------|-------|----------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | Efeito | p | Efeito | p | Efeito | p | Efeito | p | Efeito | p | Efeito | p |
| X ₁ | -14,4 | < 0,0 | 1,8 | < 0,0 | -14,4 | < 0,0 | -0,8 | 0,318 | -6,3 | < 0,0 | 1,9 | 0,1 |
| X ₂ | 19,3 | < 0,0 | -6,4 | < 0,0 | -2,0 | < 0,0 | -3,7 | 0,001 | 0,1 | 0,925 | -5,4 | 0,003 |
| X ₃ | -3,1 | < 0,0 | 6,0 | < 0,0 | 0,6 | 0,179 | 2,5 | 0,024 | -5,0 | 0,001 | 6,0 | 0,001 |
| X ₁ X ₂ | 0,5 | 0,389 | 6,3 | < 0,0 | 12,4 | < 0,0 | 6,5 | < 0,0 | 0,3 | 0,819 | 9,3 | < 0,0 |
| X ₁ X ₃ | 3,1 | < 0,0 | -0,8 | < 0,0 | -15,0 | < 0,0 | 1,2 | 0,249 | 3,8 | 0,010 | -0,1 | 0,918 |
| X ₂ X ₃ | -4,7 | < 0,0 | 0,8 | < 0,0 | 1,3 | < 0,0 | 3,8 | 0,006 | -8,7 | < 0,0 | 9,8 | < 0,0 |

X₁: tipo de coagulante; X₂: concentração do coagulante; X₃: pH; X₁ X₂: interação tipo coagulante e concentração; X₁ X₃: interação tipo coagulante e pH; X₂X₃: interação concentração e pH. p ≤ 0,05% influência significativa nos parâmetros avaliados. SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis.

Analisando a Tabela 4, verifica-se que o tipo de coagulante (X₁) exerceu efeito negativo e significativo na remoção dos parâmetros analisados, exceto para turbidez e sólidos voláteis (SV) em que se observa efeito positivo, este último não significativo. As maiores eficiências de remoção ao se utilizar o coagulante cloreto férrico (nível inferior do planejamento experimental) para os parâmetros DQO, SS, ST e SF.

A concentração de coagulante (X_2) demonstrou ser importante fator na remoção de DQO, a julgar pelo significativo efeito positivo registrado até o ponto central (300mg L^{-1}). Salienta-se em grau de importância para variável em análise, o tipo de coagulante (X_1), melhor elucidado pelo índice de significância ($p=0,389$), dado pela interação coagulante concentração (X_1 - X_2). ABDESSEMED & NEZZAL (2005) estudando a variação da turbidez e DQO em função da concentração de coagulante (FeCl_3), verificaram que os melhores valores de remoção de turbidez foram obtidos para os mínimos de DQO registrados. Isso se reflete para os resultados em questão, quando se observa o efeito positivo para o tipo de coagulante (X_1) na remoção de DQO e sólidos e negativo para variável turbidez, sugerindo melhor desempenho nas condições consideradas, quando se utiliza como agente separador da biomassa FeCl_3 .

O efeito do pH (X_3) na remoção de DQO e SF indicaram a tendência de redução na eficiência de remoção a medida que o pH aumenta. No entanto, efeitos significativos e positivos foram observados para os parâmetros turbidez, SS, ST e SV o que resulta em um aumento na eficiência de remoção destes parâmetros com o pH. Observa-se ainda que o pH exerce importante influência nas remoções dos componentes em análise. Remoções de DQO, turbidez e SS, foram registradas a $p \leq 0,05$, não apenas em função do tipo de coagulante (X_1), concentração (X_2), mas também de pH (X_3) e suas interações. Estes resultados são corroborados por MORAES et al. (2006) que estudaram o efeito de coagulantes no tratamento de efluentes de indústrias de pesca registraram a influência da concentração e do pH na remoção de sólidos e turbidez.

ABDESSEMED & NEZZAR, (2005) avaliaram as condições ótimas de coagulação a partir do FeCl_3 no tratamento primário de efluentes, evidenciando que os efluentes contém partículas coloidais em suspensão que carregam consigo cargas negativas que em presença de coagulantes formam partículas iônicas em função do pH. Assim, as remoções podem ser atribuídas ao fato do material em suspensão da água residuária acrescido da biomassa gerada estarem negativamente carregadas. Quando submetido a coagulantes como Fe^{+3} e/ou Al^{+3} , que constituem formas monoméricas ou poliméricas de seus respectivos íons de acordo com o pH do meio, favorecem o processo de floculação e conseqüente separação da biomassa.

As equações apresentadas na Tabela 5 representam os modelos teórico-estatísticos obtidos a partir da análise de regressão para as respostas eficiências de remoção de DQO, turbidez e sólidos utilizando os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio, considerando os efeitos significativos e interação dos fatores em estudo na

forma codificada (Tabela 1). Verifica-se bom ajuste dos modelos aos dados experimentais devido aos altos coeficientes de determinação validando os modelos como significativos ao nível de confiança de 95%, exceto para ST (0,50) e SF (0,58).

Tabela 5. Modelos estatísticos para as variáveis respostas, demanda química de oxigênio, turbidez e sólidos para separação da biomassa utilizando os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio.

| Modelo | R ² |
|--|----------------|
| $DQO_{FeCl_3} = -797,526 + 0,295X_1 + 239,216X_2 - 0,019X_1X_2$ | 0,90 |
| $DQO_{Al_2(SO_4)_3} = 23,47551 + 0,16053X_1$ | 0,82 |
| $Turbidez_{FeCl_3} = 16,62793X_2$ | 0,98 |
| $Turbidez_{Al_2(SO_4)_3} = 26,28568X_2 + 0,00245X_1X_2$ | 0,93 |
| $SS_{FeCl_3} = -166,650 + 72,135X_2 + 0,007X_1X_2$ | 0,80 |
| $SS_{Al_2(SO_4)_3} = -94,3472 - 0,0521X_1 + 48,8647X_2 - 3,6473X_1X_2$ | 0,72 |
| $ST_{FeCl_3} = -0,11264X_1 + 0,00969X_1X_2$ | 0,50 |
| $SF_{FeCl_3} = 309,2170 + 0,4676X_1 - 91,0446X_2 + 0,0379X_1X_2$ | 0,80 |
| $SF_{Al_2(SO_4)_3} = -123,132 - 0,052X_1 + 45,911X_2 - 3,321X_1X_2$ | 0,58 |
| $SV_{FeCl_3} = 0,393X_1 + 66,561X_2 + 0,033X_1X_2$ | 0,80 |
| $SV_{Al_2(SO_4)_3} = 39,84222 + 2,94941X_2$ | 0,82 |

X₁: concentração do coagulante; X₂: pH; R²: coeficiente de determinação.

A validação dos modelos estatísticos é confirmada a partir da distribuição de F (Tabela 6), indicando que os modelos propostos se ajustam aos dados experimentais, com máximo coeficiente de determinação de 0,98 para resposta turbidez. Considerando os parâmetros significativos e 95% de confiança o valor de F_{Calculado} foi três vezes maior que o F_{Tabelado}. Conclui-se que os modelos são significativos e preditivos, considerando ainda os altos coeficientes de determinação destes parâmetros conforme Tabela 5, o que indica uma boa reprodutibilidade dos dados experimentais.

Tabela 6. Análise de variância para ajuste dos modelos gerados.

| Fonte de Variação | SQ | | GL | | MQ | | F _{calculado} | | F _{tabelado} | |
|-------------------|-------------------|---|-------------------|---|-------------------|---|------------------------|---|-----------------------|---|
| | FeCl ₃ | Al ₂ (SO ₄) ₃ | FeCl ₃ | Al ₂ (SO ₄) ₃ | FeCl ₃ | Al ₂ (SO ₄) ₃ | FeCl ₃ | Al ₂ (SO ₄) ₃ | FeCl ₃ | Al ₂ (SO ₄) ₃ |
| DQO | | | | | | | | | | |
| Regressão | 3188,27 | 3607,50 | 5 | 3 | 637,65 | 1202,50 | 22,42 | 19,63 | 3,36 | 3,34 |
| Resíduo | 341,18 | 857,39 | 12 | 14 | 28,43 | 61,24 | | | | |
| Falta de ajuste | 312,94 | 846,49 | 3 | 5 | | | | | | |
| erro puro | 28,23 | 10,90 | 9 | 9 | | | | | | |
| Total | 3529,46 | 4464,90 | 17 | 17 | | | | | | |
| Turbidez | | | | | | | | | | |
| Regressão | 643,75 | 93,00 | 4 | 4 | 160,93 | 23,25 | 168,45 | 39,50 | 3,36 | 3,36 |
| Resíduo | 10,50 | 6,47 | 11 | 11 | 0,95 | 0,58 | | | | |
| Falta de ajuste | 7,96 | 5,85 | 3 | 3 | | | | | | |
| erro puro | 2,54 | 0,62 | 8 | 8 | | | | | | |
| Total | 654,26 | 99,48 | 15 | 15 | | | | | | |
| SS | | | | | | | | | | |
| Regressão | 3005,42 | 2661,92 | 5 | 4 | 601,08 | 665,48 | 25,92 | 21,73 | 3,03 | 3,36 |
| Resíduo | 278,19 | 397,94 | 12 | 13 | 23,18 | 30,61 | | | | |
| Falta de ajuste | 267,90 | 386,35 | 3 | 4 | | | | | | |
| erro puro | 10,29 | 11,59 | 9 | 9 | | | | | | |
| Total | 3283,61 | 3059,87 | 17 | 17 | | | | | | |
| ST | | | | | | | | | | |
| Regressão | 442,94 | 121,50 | 3 | 5 | 147,64 | 24,30 | 5,80 | 2,92 | 3,34 | 3,03 |
| Resíduo | 355,98 | 99,58 | 14 | 12 | 25,42 | 8,29 | | | | |
| Falta de ajuste | 383,06 | 16,83 | 5 | 3 | | | | | | |
| erro puro | 29,32 | 82,75 | 9 | 9 | | | | | | |
| Total | 798,93 | 221,09 | 17 | 17 | | | | | | |
| SF | | | | | | | | | | |
| Regressão | 3658,33 | 169,16 | 4 | 4 | 914,58 | 42,29 | 34,86 | 1,35 | 3,18 | 3,18 |
| Resíduo | 340,98 | 405,93 | 13 | 13 | 26,22 | 31,22 | | | | |
| Falta de ajuste | 906,16 | 369,01 | 4 | 4 | | | | | | |
| erro puro | 157,99 | 36,91 | 9 | 9 | | | | | | |
| Total | 3999,32 | 575,09 | 17 | 17 | | | | | | |
| SV | | | | | | | | | | |
| Regressão | 3409,41 | 404,38 | 5 | 1 | 681,88 | 404,38 | 23,15 | 24,00 | 3,03 | 4,49 |
| Resíduo | 353,31 | 269,55 | 12 | 16 | 29,44 | 16,84 | | | | |
| Falta de ajuste | 322,75 | 129,62 | 3 | 7 | | | | | | |
| erro puro | 30,56 | 139,93 | 9 | 9 | | | | | | |
| Total | 3762,73 | 673,94 | 17 | 17 | | | | | | |

DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis. SQ: soma dos quadrados; GL: graus de liberdade; MQ: média quadrática. F: fonte de variação para 95% de confiança.

As Figuras 2, 3 e 4 apresentam os diagramas das superfícies de respostas elaborados a partir dos modelos de regressão, expressos na Tabela 5, os quais mostram o comportamento da remoção dos parâmetros DQO, turbidez e SS em função dos fatores em estudo descritos pela matriz do planejamento experimental (Tabela 1).

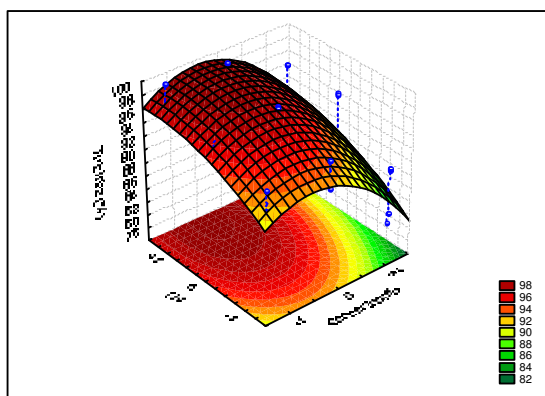


Figura 2. Efeito da Concentração e pH na remoção de turbidez.

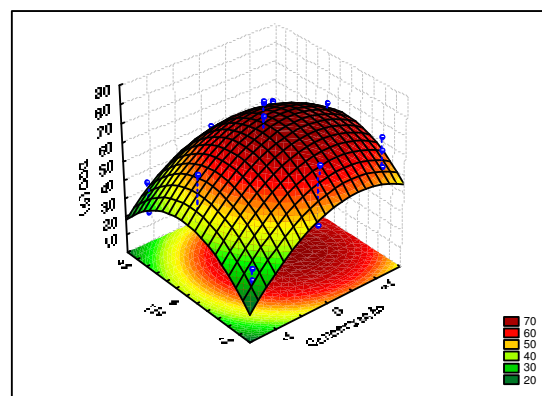


Figura 3. Efeito da Concentração e pH na remoção de DQO.

Avaliando-se o diagrama expresso pela Figura 2 observa-se a tendência do aumento da remoção de DQO na concentração de 300mg/L de coagulante a pH 7,0 (combinação -1 0 0) segundo o planejamento experimental (Tabela 1). Comportamento similar pode ser verificado na Figura 3 para a variável remoção de turbidez, onde as maiores remoções situam-se nos níveis superiores de pH no intervalo de concentração de 50 e 300mg/L, indicando um ótimo para pH 7 e concentração de coagulantes de 300mg/L, registrado para o experimento 7 (combinação -1 -1 0), quando são registradas as maiores remoções de turbidez (98%). Estes resultados são promissores quando comparando com os encontrados na literatura. MEYSSAMI & KASAEIAN (2005) relatam remoção de turbidez de até 90% quando é utilizado o sulfato de alumínio na concentração de 300mg/L a pH 7,0. É notório e esperado que remoções de DQO e SS se correlacionem com o aumento nas remoções também de turbidez. Este fato já evidenciado pela análise dos dados da Tabela 3 é corroborado pela forte tendência descrita na Figura 4, em que utilizando pH na faixa de 7,0 a 8,0 e cloreto férrico são registradas as maiores remoções de SS (experimento 7 e 8). No entanto, é importante salientar que as superfícies de respostas expressam maiores remoções tanto para turbidez como para SS no nível inferior do tipo de coagulante (-1), ou seja, quando é utilizado o cloreto férrico e em maiores valores de pH.

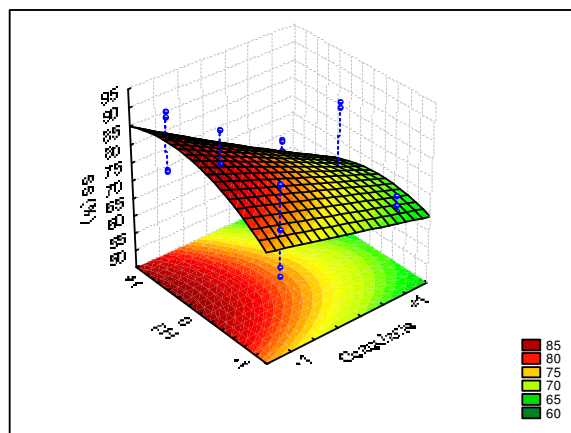


Figura 4. Efeito do tipo de coagulante e pH na remoção de SS.

A Tabela 7 apresenta as diferenças de médias segundo Tukey para as diferenças de média dos dados obtidos para os experimentos 5, 7 e 8 (Tabela 3), os quais foram os que registraram as maiores eficiências de remoção para os parâmetros em estudo.

Tabela 7. Diferença de médias segundo Tukey para as eficiências de remoções avaliadas.

| Parâmetros | Experimento 5 | Experimento 7 | ¹ p | Experimento 8 | ² p |
|------------|---------------|---------------|----------------|---------------|----------------|
| DQO | 85% | 40 | 0,000 | 56 | 0,000 |
| Turbidez | 97% | 99 | 0,068 | 99 | 0,098 |
| SS | 93% | 88 | 0,082 | 87 | 0,007 |
| ST | 52% | 55 | 0,999 | 38 | 0,002 |
| SF | 46% | 28 | 0,003 | 58 | 0,098 |
| SV | 58% | 71 | 0,216 | 32 | 0,000 |

Experimento 5: cloreto férrico, 300mg/L, pH 7; Experimento 7: cloreto férrico, 50mg/L, pH 8; Experimento 8: cloreto férrico, 300mg/L, pH 8; ¹p: valores médios das porcentagens de remoção; ¹p: probabilidade de diferença entre as médias entre os experimentos 5 e 7; ²p: probabilidade de diferença entre as médias entre os experimentos 5 e 8 ($p \leq 0,05$)

Avaliando-se a tabela 7, observa-se, que para a maioria dos parâmetros em estudo as maiores eficiências registradas foram no experimento 5 (-1; 0 e 0) apresentando diferença significativa ($p \leq 0,05$) nas remoções dos demais experimentos. Para turbidez a maior eficiência de remoção foi registrada no experimento 7 e 8 com remoção de 99% para ambos experimentos. Estas eficiências de remoção não foram significativas, ao nível de confiança de 95%, $p=0,068$ e $p=0,098$, respectivamente. O mesmo ocorrendo para o parâmetro SF em que a maior remoção foi registrado no experimento 8 (58%) o qual não diferiu significativamente do registrado no experimento 5 (46%), $p=0,098$ e

para SV, em que a maior remoção ocorreu no experimento 7 (71%), também não diferindo significativamente (58%), $p=0,216$.

4 CONCLUSÃO

Nas condições experimentais, é possível concluir que o tipo de coagulante, concentração e pH do efluente influenciam significativamente ao nível de significância de 5%, na separação da biomassa de *Aphanothece microscopica* Nägeli com eficiência significativa na remoção da DQO, turbidez, SS e SV.

Os consideráveis índices de remoção dos parâmetros em estudo são bastante satisfatórios comprovando a eficiência do processo que visa a coagulação/floculação da biomassa da cianobactéria *Aphanothece*.

A melhor condição avaliada foi a que utiliza cloreto férrico na concentração de 300 mg/L e pH 7,0, uma vez que os percentuais de remoção dos parâmetros em estudo não diferiram significativamente das maiores eficiências de remoção, ficando demonstrada a superioridade do FeCl_3 na separação da biomassa gerada por *Aphanothece microscopica* Nägeli em relação ao $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, o que resultou em uma água residuária com remoção média de 98% da turbidez.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDESSEMED, D.; NEZZAL, G. Tertiary treatment of a secondary effluent by the coupling of coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse. **Desalination**. v. 175, p. 135-141, 2005

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Nanofiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 151, p. 131-138, 2002.

AGUILAR, M.I.; SÁEZ, J.; LLORÉS, M.; SOLER, A.; Ortuño, J.F.. Nutrient removal and sludge production in the coagulation – flocculation process. **Water Research**. v. 36, p. 2910-2919, 2002.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington 20 ed. 1998.

AL-MUTAIRI, N. Z.; HAMODA, M.F.; AL-GHUSAIN, I. Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**. v. 95, p. 115-119, 2004.

CONTRERAS, E. M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N. E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4455-4463, 2000.

DE LORENZO, M. Relação de nutrientes e de fatores ambientais na ocorrência de Cianobactéria *Aphanothece sp.* ao redor da cidade de Rio Grande. **Projeto de Graduação**. p. 95-96, 1995.

EBELING, J.M.; SIBRELL, P.L.; OGDEN S.R.; SUMMERFELT, S.T. Evaluation of chemical coagulation – flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorous from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. **Aquacult. Eng.**, v. 29, p. 32-42 2005.

GONZÁLEZ, J. F. Wastewater treatment in the fishery industry. Rome: **Fisheries Technical Paper**, n. 355, p. 52, 1995.

GRIMA, E. M.; BELARBI, E. H. FERNÁNDEZ, F. G. A. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. **Biotechnology Advances**. v. 20, p. 491-515, 2003.

GUIDA, M.; MATTEI M.; ROCCA, C. D.; MELLUSO, G.; MERIC, S.; Optimization of alum-coagulation/flocculation for COD and TSS removal from five municipal wastewater **Desalination**. v. 211 p.113, 2007.

HORNES, M.; QUEIROZ, M.I. Evaluation of the growth of cianobacterium *Aphanothece microscopica Nægeli* in effluent of fishing industry. in: **CHISA – 16th International Congress of Chemical and Process Engineering**. Prague, 2004.

HORNES. O. M.; QUEIROZ, M.I. Utilização da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* como pós tratamento do efluente da indústria do pescado. **Dissertação de mestrado**, Fundação Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Rio Grande, 2004a.

HORNES, M.; QUEIROZ, M.I. Remoção de nitrogênio e fósforo do efluente do processamento de pescado pela cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli*. **XV Simpósio Nacional de Bioprocessos**. Recife, 2005.

KIM, SEUNG-HYUN; MOON, SEONG-YONG; YOON, CHO-HEE. Role of coagulation in membrane filtration of wastewater for reuse. **Desalination**. v. 173, p. 301-307, 2005.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**. v. 37, p. 2228-2232, 2003.

LUCAS, A. P. C. Tratamento anaeróbio de efluentes da indústria de pescado em reator UASB. Rio Grande, 1999. 84f. **Dissertação Mestrado em Engenharia de Alimentos** - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

LYBERATOS, G.; GAVALA, H. N.; STAMATELATOU, A. An integrated approach for management of agricultural industries wastewaters. **Nonlinear Analysis, Theory, Methods & Applications**. v. 30, n. 4, p. 2341-2351, 1997.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th. ed. – New York: Mc-Graw-Hill, p. 1819, 2003.

MEYSSAMI, B., KASAEIAN, A. B.. Treatment of cutting oil/water emulsion by coupling coagulation and dissolved air flotation. **Bioresour. Technol.** v. 96, p. 303, 2005.

MITTAL, G. S..Treatment of wastewater from abattoirs before land application-a review. **Bioresour Technol.** v. 9, p. 1119-35, 2006.

MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**. v. 91, p. 207-214, 2004.

NUNEZ, V. J.; VONTOLINA, D; NIEVES, M.; PIÑA, P.; MEDINA, A.; GUERRERO, M. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 78, p. 161-164, 2001.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R.; TREPTOW, R. O. The *Nagele microscocal Aphanothece* potential in the production of the single-cell protein from the remaining water. In: CHAMES, S.W., CÁNOVAS-BARBOSA, G.V. and AGUILERA, J.M. (Ed.) **Proceddings if the eighth International Congress on Engineering and Food (ICEF 8)**, Pennsylvania, USA, 2027-2031, 2001.

QUEIROZ, M. I.; BASTOS, R.; ZEPKA, L.; VOLPATO,G.; SEVERO, M. Cinética de crescimento para a produção de proteína unicelular a partir do efluente da parboilização do arroz. **Anais do VII Encontro Regional Sul de Ciência e Tecnologia de Alimentos**, p. 06, 2002.

QUEIROZ, M. I.; BENERI, R.; BASTOS, R.; ALMEIDA, R. Single-cell protein production by *Aphanothece microscopica* Nägeli in rice parboilized effluent. **Food Science and Biotechnology**. v. 13, n. 1, p. 142-150, 2004.

QUEIROZ, M. I.; LOPES, E. J.; ZEPKA, L. W. Cultivo da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli visando a produção de proteína e ácidos graxos. **XV Simpósio Nacional de Bioprocessos**, Recife, 2005.

QUEIROZ, M. I. ; LOPES, E. J. ; ZEPKA, L. Q. ; NETTO, F. M. . Caracterização da Fração Protéica da Cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli Cultivada no Efluente da Parboilização do Arroz. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 26, p. 482-488, 2006.

QUEIROZ, M. I. ; JACOB, E. ; ZEPKA, L. Q. ; BASTOS, R. . The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cianobacteria in a stirred batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2163-2169, 2007.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STANIER, R. Y. Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Great Britain. n. 111. p. 01-61, 1979.

SANCHO, M. E. M.; CASTILLO, J. M. J.; YOUSFI, F. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. **Process Biochemistry**. v. 34, p. 811-818, 1999.

SARAIVA, L. B. **Pós-Tratamento em efluentes de indústria de arroz parboilizado com reator SBR**. Rio Grande, 2000. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

SEMMENS, M.J.; FIELD, T.K. Coagulation: experiences in organic removal. **Journal American Water Works Association**, Denver, p.476-83. 1980.

SONG, Z.; WILLIAMS, C. J.; EDYVEAN, R. G. J. Sedimentation of tannery wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 7, p. 2171-2176, 2000.

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA
INDÚSTRIA DA PESCA POR *Aphanothece microscópica* Nägeli ASSOCIADO
AO USO DE COAGULANTES – POSSIBILIDADE DE REÚSO DA ÁGUA
RESIDUÁRIA**

A.G.M, Silva; M.I., Queiroz

Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Departamento de Química
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos
Rua Engenheiro Alfredo Huch, 475 – CEP 96201-900 - Rio Grande/RS

RESUMO

Os recursos hídricos vêm sendo degradados rapidamente nas últimas décadas devido ao desenvolvimento cada vez maior do setor industrial e de expansão urbana incompatíveis com o desenvolvimento sustentável e, particularmente, com a proteção e manutenção dos corpos de água. Isto traz o problema da escassez de água, da cobrança pelo seu uso, padrões mais restritivos para despejo de efluentes em corpo receptor e a necessária adequação das indústrias com tecnologia de produção mais limpa e reciclagem da água utilizada nos processos. Em face disso, o trabalho teve por objetivo avaliar a possibilidade de reúso da água residuária da indústria da pesca resultante da associação de tratamento biológico e coagulantes. Os experimentos foram realizados em um reator de sistema descontínuo com capacidade de 5 L, inóculo em torno de 200 mg/L de células de *Aphanothece microscópica* Nägeli na fase exponencial de crescimento. Foram utilizadas as seguintes condições: aeração constante, pH 7,8, 30°C, ausência de luminosidade, razão C/N 20 e tempo de detenção hidráulico de 30 horas. No final dos experimentos o pH do efluente foi aferido a 7,0 e adicionada na suspensão da cianobactéria 300 mg/L de FeCl₃, para separação da biomassa gerada. A separação da biomassa foi realizada em Teste de Jarros, com jarros de 2000 mL de capacidade, 19 cm de altura e 12,5 cm de largura. Utilizou-se agitação rápida de 110 rpm/30 segundos, seguida da etapa lenta com velocidade de 50 rpm/10 segundos e tempo de sedimentação de 15 minutos. A água resultante dos tratamentos foi avaliada quanto a possibilidade de reúso em sistemas de refrigeração, através dos parâmetros de qualidade descritos na Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005 para águas da Classe 4. Os resultados demonstraram importante eficiência de remoção de DQO, P-PO₄⁻³ e N-NH₄⁺¹, quando se utiliza como tratamento *Aphanothece microscópica* Nägeli, perfazendo 89,30, 98,98 e 65%, respectivamente da eficiência total obtida. Os dados de caracterização do efluente da indústria da pesca indicaram grande potencial para ser utilizado em sistemas de refrigeração, sendo indicada a possibilidade de seu reúso quando tratado por *Aphanothece microscópica* Nägeli associado a coagulante.

Palavras-chave: associação de tratamentos; água residuária; reúso.

ABSTRACT

Water resources have been quickly degraded in the last decades due to the development of the fast growing industrial sector and urban expansion incompatible with sustainable

development and, particularly, with the protection and maintenance of the water bodies. This brings the problem of water scarcity, charges for its use, more restrictive standards for effluent disposal in receiving body and the necessary adequacy of the industries with technology of cleaner production and recycling of the water used in the processes. In the face of this, the work had as objective to evaluate the possibility of the reuse of the waste water from the fish industry resultant of the association of coagulants and biological treatment. The experiments were carried out in a batch reactor system with a capacity of 5L, inoculum of about 200 mg/L of *Aphanothece microscopical* Nägeli cells of in the exponential growth phase. The following conditions were used: constant aeration, pH 7.8, 30°C, absence of luminosity, C/N ratio 20 and hydraulical detention time of 30 hours. In the end of the experiments the pH of the effluent was surveyed at 7.0 and added in 300 mg/L cyanobacteria suspension of FeCl₃, for separation of the generated biomass. The separation of the biomass was carried out in Jar-Test, with jars of 2000 mL in capacity, 19 cm of height and 12.5 cm of width. Fast agitation at 110 rpm/30 seconds was used, followed by slow agitation at a speed of 50 rpm/10 seconds and sedimentation time of 15 minutes. The water resulting from the treatments was evaluated on the possibility of reuse in refrigeration systems, through the parameters of quality described in the CONAMA Resolution n° 357 of 17/03/2005 for Class 4 waters. The results demonstrated important efficiency of the removal of COD, P-PO₄⁻³ and N-NH₄⁺¹, when *Aphanothece microscopica* Nägeli is used as treatment, obtaining 89.30%, 98.98% and 65% respectively of the gotten total efficiency. The effluent from the fish industry has great potential of being reused in refrigeration systems. The results indicate the possibility of reuse of the fish effluent treated by *Aphanothece microscopica* Nägeli associated with coagulants.

Key words: association of treatments; waste water; reuse.

1 INTRODUÇÃO

As conseqüências ambientais e econômicas da rápida expansão das empresas alimentícias têm gerado discussões em relação à problemática ambiental, o que promove o desenvolvimento de técnicas eficientes e de baixo custo para o tratamento de seus efluentes antes de sua descarga assim como o reaproveitamento dos nutrientes e reúso da água residuária. As atividades industriais no Brasil respondem por aproximadamente 20% do consumo de água, destes, pelo menos 10% é extraída diretamente de corpos d'água e mais da metade é tratada de forma inadequada ou não recebe nenhuma forma de tratamento. O reúso e reciclagem na indústria constituem ferramentas de gestão fundamentais para a sustentabilidade da produção industrial. A prática de reúso industrial pode ser estendida na produção de água para caldeiras, em sistemas de resfriamento, lavagem de peças, equipamentos, pisos e como água de processos (FORNARI, 2006).

O processamento de pescado resulta em considerável volume de efluente lançado ao meio ambiente, representando grande desafio para o tratamento devido a sua complexidade química. Uma vez que carrega consigo componentes estruturais da matéria-prima, é considerado um dos principais problemas ambientais detectados em regiões com tradição pesqueira por gerar significativas quantidades de matéria orgânica e sólidos suspensos. O efluente oriundo do processamento de pescado tem sido tratado pelas plantas de tratamento industrial ou municipal com sobrecargas do sistema, ocasionando sérios problemas em relação ao descarte deste tipo de efluente devido ao elevado volume em que é gerado (CONTRERAS et al., 2002; LIM et al., 2003). Uma planta com capacidade de processar 100 toneladas de pescado gera por hora, em média, 1100m³ de efluente (AFONSO & BÓRQUEZ, 2003). Esta água residuária, adequadamente tratada, segundo as exigências da legislação vigente, contém ainda consideráveis concentrações de compostos que quando lançadas ao meio ambiente causam algum impacto às águas costeiras. Uma forma que tem sido enfatizada para remoção deste problema é o reúso da água residuária.

Embora corresponda a apenas 17% da demanda de água não potável pelas indústrias, o uso de efluentes secundários tratados em sistemas de refrigeração, tem a vantagem de requerer qualidade independente do tipo de indústria, e atender, ainda, a outros usos menos restritivos, tais como lavagem de pisos e equipamentos, e como água de processo em indústrias mecânicas e metalúrgicas. Os sistemas de tratamento para

reúso em unidades de refrigeração semi-abertos, por exemplo, são relativamente simples, devendo produzir efluentes capazes de evitar corrosão ou formação de depósitos, crescimento de microrganismos e formação excessiva de espuma (HESPANHOL, 2002).

A reciclagem de efluentes permite diminuir os custos dos processos de depuração e utilização de água potável bem como a coleta de água de alta qualidade de aquíferos subterrâneos e superficiais. Neste intuito, o estudo e a aplicação de sistemas biológicos associado ao uso de coagulantes para reutilização de águas residuárias têm sido enfocados como uma das alternativas no tratamento de águas residuárias com possibilidade de reúso (HESPANHOL, 2002). O estudo de tratamentos visando o reúso de efluente da indústria de pesca se torna relevante visto que desta maneira se poderá reduzir os despejos de efluentes, ajudando a preservação das águas costeiras e prevenção a escassez da água. Em face disso, o trabalho teve por objetivo avaliar a possibilidade do reúso da água residuária de uma indústria de pesca tratada pela associação do tratamento biológico e coagulante.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Obtenção do efluente

O efluente utilizado foi coletado após o tanque de equalização do sistema de tratamento de uma empresa processadora de pescado da cidade de Rio Grande – RS, conforme indicado na Figura 1.

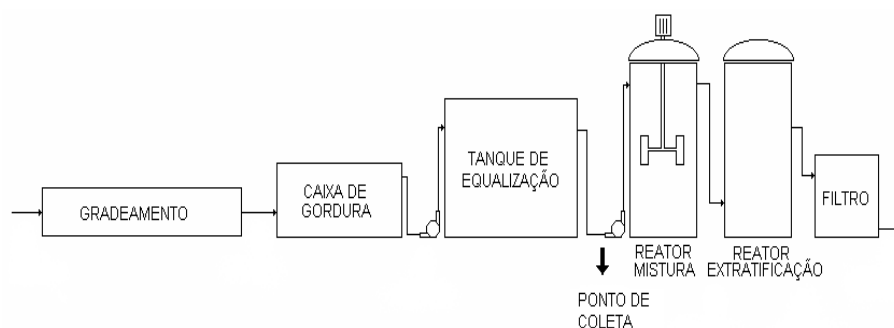


Figura 1: Representação esquemática da planta de tratamento de efluentes da indústria da pesca e indicação do ponto de coleta.

O sistema de depuração do efluente é constituído de um gradeamento, caixa de gordura, tanque de equalização, reator de mistura completa e um filtro de brita. O efluente foi caracterizado segundo os parâmetros descritos na Resolução CONAMA

nº357/2005, para águas de classe 4, visando o reúso da água residuária em sistemas de refrigeração. A metodologia utilizada seguiu os procedimentos descritos em Standard Methods para análise de águas e efluentes (APHA, 1998). A turbidez foi medida em turbidímetro da marca Termo Orion, modelo Aquafast II.

2.2 Preparo do inóculo

Suspensões de *Aphanothece microscopica* Nägeli foram mantidas em meio BG-11 (Braun – Grunow Medium), (RIPPKA et al., 1979), por 48 horas, à 30°C, pH 7,8, fotoperíodo de 12 h e 2000 lux de luminosidade (QUEIROZ, 1998). A concentração celular foi determinada gravimetricamente, através da filtração de volume conhecido de meio de cultura, na fase exponencial de crescimento, em filtro de diâmetro 0,45µm, seco a 60°C por 24 horas.

O meio BGN é composto por $K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$ (0,04 g/L), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,075 g/L), Na_2CO_3 (0,15 g/L), $NaNO_3$ (0,15 g/L), EDTA (0,001 g/L), H_3BO_3 (2,86 g/L), $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ (1,81 g/L), $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,222 g/L), $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ (0,39 g/L), $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ (0,079 g/L), $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (0,040 g/L), ácido cítrico (0,006 g/L) e citrato de amônio férrico (0,006 g/L).

2.3 Reúso da água residuária

O procedimento de reúso da água residuária foi estabelecido segundo esquema expresso na Figura 2.

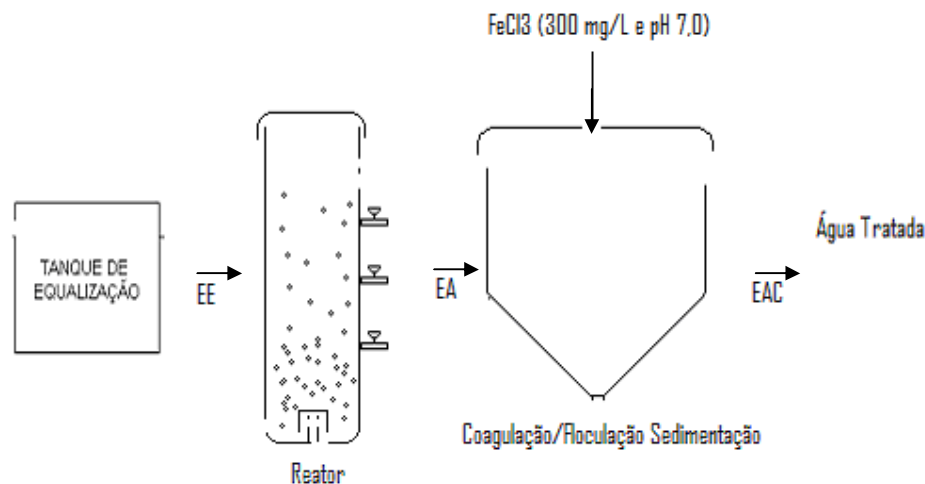


Figura 2. Representação esquemática das etapas de tratamento visando o reúso de água. EE (efluente do tanque de Equalização); EA (efluente do tratamento por *Aphanothece*); EAC (efluente tratamento com coagulante).

A cada etapa do processo a água residuária gerada foi caracterizado, segundo os parâmetros descritos em Resolução CONAMA nº357/2005 para água de Classe 4, visando sua reutilização em sistemas de refrigeração.

A eficiência de remoção de cada parâmetro a cada etapa foi calculada segundo a Equação 1.

$$Eficiência : \left[\frac{(ET - EPT)}{EB} \right] \times 100$$

Equação 1

Onde: ET: Efluente tanque equalização

EPT: Efluente após tratamentos

2.3.1 Desenvolvimento dos experimentos

Os experimentos foram conduzidos em reator em sistema descontínuo de mistura completa com capacidade de 5L com inóculo em torno de 200mg/L de células de *Aphanothece*, em fase exponencial de crescimento. Um volume de cultura equivalente ao requerido foi centrifugado a 4000 rpm por 20 minutos, separado do sobrenadante, e transferido para o reator sob aeração constante (1VVM), pH 7,8, 30°C, ausência de luminosidade, razão C/N ajustada a 20 e tempo de detenção hidráulico 30 horas (HORNES & QUEIROZ, 2004).

2.3.2 Separação da biomassa gerada

A separação da biomassa foi realizada em *Jar-Test* (Jar-Test Milan – Modelo JT 101) com jarros de 2000mL de capacidade, 19cm de altura e 12,5cm de largura. Utilizou-se agitação rápida de 110 rpm durante 30 segundos, seguida de etapa lenta com velocidade de 50 rpm durante 10 segundos e tempo de sedimentação de 15 minutos.

2.4 Avaliação dos resultados

Os resultados foram avaliados por análise de variância (ANOVA) e a diferença das médias pelo teste de Tukey.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 estão expressos a caracterização do efluente da indústria da pesca, com base nos componentes indicados na Resolução CONAMA nº357/2005 para reúso de águas em sistemas de refrigeração bem como os limites sugeridos por esta resolução e eficiências de remoção a cada etapa do processo, quando são utilizados o tratamento com *Aphanothece* e coagulante.

Tabela 1. Eficiências de remoção dos parâmetros indicados pela Resolução CONAMA nº357/2005, pelos diferentes tratamentos e limites estabelecidos.

| Parâmetros | CONAMA (2005) | EE | EA | E ₁ | EAC | E ₂ | E _T |
|----------------------|------------------|---------|---------|----------------|--------|----------------|----------------|
| Sílica | 50 | 2,15 | 2,11 | 1,86 | 0,66 | 68,72 | 69,30 |
| Amônia | 1 | 49,44 | 10,81 | 78,14 | 8,31 | 23,13 | 83,19 |
| ST | 1000 | 1436 | 1253,33 | 12,72 | 950,00 | 24,20 | 33,84 |
| SS | - | 89,33 | 168,00 | -88,07 | 19,33 | 88,49 | 78,36 |
| Turbidez | 50 | 117 | 165,00 | -41,03 | 4,00 | 97,58 | 96,58 |
| DQO | 75 | 1824,60 | 195,30 | 89,30 | 0,00 | 100,00 | 100,00 |
| Dureza | 650 | 156,67 | 141,33 | 9,79 | 139,67 | 1,17 | 10,85 |
| Alcalinidade | 350 | 6,04 | 4,63 | 23,34 | 1,64 | 64,58 | 72,85 |
| pH | 6,9 a 9 | 9,2 | 7,7 | - | 7,0 | - | - |
| Sulfato | 200 | 0,07 | 0,05 | 28,57 | 0,05 | 0,00 | 28,57 |
| Fósforo | 4 | 8,83 | 0,09 | 98,98 | 0,07 | 22,22 | 99,20 |
| Alumínio | 0,1 | 0,16 | 0,11 | 26,67 | 0,16 | - | 26,67 |
| Cálcio | 50 | 44,23 | 43,15 | 8,35 | 42,02 | 2,61 | 5,00 |
| Magnésio | 0,5 | 23,29 | 20,33 | 12,71 | 18,49 | 9,05 | 20,60 |
| Manganês | 0,5 | 0,08 | 0,04 | 50,00 | 0,13 | - | - |
| Ferro | 0,5 | 0,27 | 0,095 | 64,81 | 14,62 | - | 64,81 |
| Coliformes Totais | 2,2 | < 2 | < 2 | | < 2 | | |

Número de experimentos: 4; Número de repetições por parâmetros: 3; CONAMA (2005) Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005. Parâmetros expressos em mg/L; exceto turbidez (UNT - Unidade Nefelométrica), alcalinidade e dureza em mg/L CaCO₃; sílica: mg/LSiO₂. Coliformes totais: nmp/100mL.

EE: efluente do tanque de equalização; EA: efluente tratado com *Aphanothece*; EAC: efluente tratado com a *Aphanothece* e coagulante; E₁: eficiência de remoção (primeira etapa); E₂: eficiência de remoção do efluente EA em relação ao EAC. E_T: eficiência total.

Avaliando os dados de caracterização obtidos (EE), observa-se principalmente quanto aos teores de DQO, N-NH_4^{+1} , P-PO_4^{-3} e sólidos que o efluente utilizado nos experimentos encontra-se dentro do perfil característico de efluente da indústria pesqueira. HORNES & QUEIROZ et al. (2004) monitoraram por um período de um ano as diferentes etapas do sistema de tratamento de efluentes, registrando para o efluente oriundo do tanque de equalização, máximos e mínimos de DOQ de 2904 e 271 mg/L e variações de 13,8 a 108,5 mg/L e de 8,8 a 17,2 mg/L de N-NH_4^{+1} e P-PO_4^{-3} , respectivamente. Intervalos estes nos quais estão situados os dados registrados na Tabela 1. Os valores de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos (SS), também encontram-se em concordância com a bibliografia (LUCAS, 1999; SARAIVA, 2003, QUEIROZ et al., 2007).

É importante salientar que comparando os resultados obtidos para caracterização do efluente do tanque de equalização, com os limites indicados pela Resolução CONAMA nº357/2005, observa-se que os parâmetros inerentes a metais, com exceção do magnésio e SO_4^{-2} , alcalinidade e dureza são inferiores aos limites exigidos. As concentrações em sulfatos, alcalinidade registrados neste trabalho, são inferiores comumente as encontradas no efluente em análise. LUCAS, (1999) encontrou para o efluente oriundo do processamento do pescado de corvina, teores de sulfato e alcalinidade que variaram de 183 – 326,8 e 300 – 345 mg/LCaCO₃ para os parâmetros cloretos, sulfato e alcalinidade, respectivamente. No entanto, estes valores são menores que os fornecidos pela legislação. Isso faz desta água residuária importante potencial para reúso em sistemas de refrigeração.

As cianobactérias agem como agentes de purificação altamente eficientes não somente pela oxigenação da água como também por sua eficiência de remoção de nutrientes e metais (SANCHO et al., 1999; QUEIROZ et al., 2001). No entanto não foram demonstradas alta capacidade de remoção de metais nas condições experimentais. As maiores eficiências foram registradas para o ferro (63,64%), destacando para o efeito de coagulante a remoção de silício (sílica) com um percentual de 68,72%, conforme podemos avaliar na Tabela 2, que expressa a eficiência por *Aphanothece* em relação a eficiência total do processo para os parâmetros mais significativos.

Avaliando-se comparativamente os dados registrados após tratamento com a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli (EA) com os resultados do efluente oriundo do tanque de equalização da indústria da pesca (EE), observa-se importantes remoções dos componentes da água residuária salientando principalmente DQO e P-

PO_4^{-3} com eficiências de remoção de 89% e 99%, respectivamente, e atingindo concentrações de fósforo inferiores ao indicado para reúso em sistemas de refrigeração de acordo com CONAMA (2005). QUEIROZ et al. (2007) obtiveram remoções de matéria orgânica expressas como DQO na ordem de 83% por *Aphanothece microscopica* Nägeli, no efluente da parboilização do arroz, valor este equivalente ao registrado neste trabalho para o efluente da indústria da pesca. As altas eficiências de remoção de matéria orgânica são explicadas devido à habilidade de algumas espécies de cianobactérias crescerem em metabolismo heterotrófico assimilando compostos orgânicos na ausência de luminosidade (MARTÍNEZ et al., 2000; QUEIROZ et al., 2004; QUEIROZ et al., 2007). O alto índice de remoção de fósforo (99%) constatado está de acordo com o reportado por HORNES & QUEIROZ (2004) que obtiveram 100% de remoção de P-PO_4^{-3} utilizando o microrganismo em estudo no tratamento do efluente da indústria da pesca. No entanto, alguns autores sugerem a importância de outros fatores na remoção de fósforo como a precipitação. TAM & WONG (1996) destacam a importância da precipitação deste componente em valores de $\text{pH} \geq 8,5$. SYLVESTRE et al. (1996) relatam que em torno de 57% da remoção de fósforo foi atribuída à precipitação durante o crescimento da cianobactéria *Phormidium bohneri* em efluente urbano.

No que se refere à amônia apesar do importante índice de remoção (78%) se manteve inadequado para finalidade em questão uma vez que este contaminante ocasiona problemas de corrosão severa em trocadores de calor quando em concentrações acima do permitido na legislação (CONAMA, 2005). As cianobactérias têm sido indicadas como importantes agentes removedores de nitrogênio amoniacal (QUEIROZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2002; HORNES & QUEIROZ, 2004; SYLVESTRE et al., 1996) sendo registradas eficiências de remoção de até 100% por estes microrganismos inclusive para a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli.

Os valores negativos das eficiências de remoção de ST, SS e turbidez são atribuídos ao crescimento da biomassa devido às células de cianobactérias apresentarem uma carga negativa fazendo com que fiquem suspensas. Além disso, as culturas geralmente se encontram de forma relativamente diluídas, com concentração inferior a $0,5\text{Kg/m}^3$ (KIM et al., 2005).

A água residuária tratada por *Aphanothece* e submetida a ação de coagulante (FeCl_3) apresentou 99% de remoção de fósforo satisfazendo plenamente os limites indicados na legislação (CONAMA, 2005). A eficiência de remoção de DQO esta de

acordo com uma série de trabalhos que reportam a elevada eficiência de matéria orgânica e sólidos quando o cloreto férrico é utilizado no tratamento de águas residuárias (QUEIROZ et al., 2002; QUEIROZ et al., 2004; GUIDA et al., 2007; SYLVESTRE et al., 1996). De acordo com SEMMENS & FIELD (1980) este efeito é atribuído a propriedade da rápida associação cinética entre os compostos orgânicos e os íons ferro. Isto reflete nos dados registrados que demonstram o efeito da associação do tratamento biológico com coagulantes, resultando em uma água residuária passível de ser reutilizada em sistemas de refrigeração.

Águas de reúso em sistemas de refrigeração devem ser tratadas contra dureza e alcalinidade, para evitar a formação de incrustações de sais insolúveis de cálcio e magnésio e a corrosão. Analisando os dados da Tabela 1 observa-se que a água residuária do processamento de pescado tem grande potencial para ser reutilizada neste tipo de sistema, uma vez que, apresenta concentração de dureza e alcalinidade, abaixo do limite recomendado na legislação para este tipo de reúso, são registrados concentrações de 156,67 e 6,04 mg/L CaCO_3 , respectivamente. De acordo com HILAL et al. (2005) a dureza de uma água é proporcional ao conteúdo de sais de cálcio e magnésio. A quantidade de cálcio é, normalmente, duas vezes maior do que a de magnésio, os resultados obtidos neste trabalho estão de acordo com a literatura uma vez que, a concentração de cálcio foi de 47 e de magnésio 24 mg/L.

Segundo MIERZWA, (2005) a escolha de uma ou a combinação entre duas ou mais técnicas de tratamentos, dependerá do potencial de cada técnica, dos mecanismos envolvidos na redução do contaminante de interesse e da qualidade da água de reúso que se necessita. Desta forma mostra que o uso da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli como tratamento biológico do efluente da indústria de pesca visando seu reúso em sistemas de refrigeração é bastante eficiente por se tratar de um tratamento secundário, uma vez que quase todos os parâmetros estudados ficaram dentro do limite estabelecido na legislação.

Ainda avaliando os dados expressos na Tabela 1 observa-se importante efeito da ação do coagulante FeCl_3 nas eficiências de remoção para os parâmetros considerados. O tratamento com coagulante resultou em um acréscimo de 13,84% na eficiência de remoção de DQO obtida quando o efluente foi tratado com *Aphanothece*, o que resultou em remoção total (E_T) de DQO de 100%. Valores não menos importantes foram registrados para os sólidos. Estas constatações se refletem no valor final da eficiência de turbidez (93,05%). Estes resultados podem ser corroborados pelos reportados por

SILVA et al. (2008), que avaliaram o efeito do FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na separação da biomassa de *Aphanothece* no tratamento da indústria da pesca, quando estes coagulantes são utilizados a diferentes concentrações e pH. Os resultados obtidos para os parâmetros avaliados, são muito próximos aos indicados por estes autores, utilizando condições experimentais aplicadas neste trabalho.

A Tabela 2 expressa as médias bem como os coeficientes de variação para os parâmetros analisados nas diferentes etapas de tratamentos propostos.

Tabela 2. Diferença das médias segundo teste de Tukey e coeficientes de variação para os parâmetros em estudo.

| Parâmetros | EE | | EA | | EAC | |
|--------------|----------------------|-------|----------------------|-------|---------------------|-------|
| | *Média | **CV | *Média | **CV | *Média | **CV |
| Sílica | 2,15 _a | 0,27 | 2,11 _a | 0,55 | 0,66 _b | 2,30 |
| Amônia | 49,44 _a | 0,16 | 10,81 _b | 0,16 | 8,31 _c | 0,07 |
| ST | 1436 _a | 2,17 | 1253,33 _b | 1,89 | 950,00 _c | 0,91 |
| SS | 89,33 _a | 0,65 | 168,00 _b | 12,30 | 19,33 _c | 5,97 |
| Turbidez | 117 _a | 4,95 | 165,00 _b | 6,39 | 4,00 _c | 25,00 |
| DQO | 1824,60 _a | 3,53 | 195,30 _b | 0,00 | 0,00 _c | 0 |
| Cloretos | 298,90 _a | 0,03 | 276,27 _a | 1,15 | 395,18 _b | 0,14 |
| Dureza | 156,67 _a | 3,69 | 141,33 _b | 1,63 | 139,67 _b | 0,41 |
| Alcalinidade | 6,04 _a | 1,20 | 4,63 _b | 1,19 | 1,64 _c | 1,41 |
| pH | 9,2 | 5,48 | 7,7 | 1,87 | 7,0 | 0 |
| Sulfato | 0,07 _a | 1,68 | 0,05 _b | 4,22 | 0,05 _b | 4,22 |
| Alumínio | 8,83 _a | 18,70 | 0,09 _b | 33,54 | 0,07 | 19,60 |
| Fósforo | 0,15 _a | 1,28 | 0,11 _b | 6,12 | 0,20 _c | |
| Cálcio | 47,08 _a | 6,54 | 43,15 _b | 2,59 | 44,02 _b | 2,97 |
| Magnésio | 25,02 _a | 18,27 | 20,55 _b | 3,65 | 19,52 _b | 2,89 |
| Manganês | 0,08 _a | 12,03 | 0,04 _a | 21,63 | 0,13 _b | 2,69 |
| Ferro | 0,22 _a | 27,95 | 0,08 _b | 18,86 | 14,62 _b | 2,96 |

Médias de 4 experimentos . *Combinações de letras diferentes indicam diferença significativa após teste estatístico de Tukey ($p \leq 0,05$); CV: coeficiente de variação; Todos parâmetros são expressos em mg/L; exceto turbidez (UNT - Unidade Nefelométrica), alcalinidade e dureza são expressos em mg/l CaCO_3 . EE: efluente do tanque de equalização; EA: efluente tratado com *Aphanothece*; EAC: efluente tratado por *Aphanothece* e FeCl_3 .

Na análise da Tabela 5 foi constatado, após teste Tukey que para a maioria dos parâmetros em estudo houve diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os diferentes tratamentos propostos, sendo esta diferença evidenciada quando o efluente da pesca foi

tratado por *Aphanothece* e coagulante. Evidenciando a aplicabilidade do possível reúso da água residuária quando se utiliza destes dois processos associados. Estes resultados estão de acordo com MORAES et al. (2006), analisando o uso de coagulantes (cloreto férrico e quitosana) no tratamento de efluentes de indústrias de pesca, verificaram que estes influenciaram significativamente ($p \leq 0,05$) na remoção dos parâmetros analisados.

No que se refere às exigências quanto a parâmetros microbiológicos a resolução CONAMA 357/2005, indica 2,2 NMP/100mL para uso de água Classe 4, passível de ser utilizada em sistemas de refrigeração, índices menores que 2 NMP/100mL foram registrados. Os resultados obtidos neste trabalho atendem plenamente a exigência da legislação.

4 CONCLUSÃO

Os parâmetros DQO, P-PO₄ e N-NH₄⁺ do efluente utilizado para obtenção dos dados experimentais apresentaram perfil característico do efluente da indústria da pesca.

O efluente da indústria da pesca demonstrou ser potencialmente importante para reúso em sistemas de refrigeração.

Os consideráveis índices de remoção dos parâmetros em estudo são bastante satisfatórios, comprovando a eficiência do processo que visa a coagulação/floculação da biomassa da cianobactéria *Aphanothece*.

A cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli quando usada no tratamento do efluente da indústria de pesca demonstrou eficiência na remoção de DQO, amônia e fósforo.

Comparando-se a qualidade do efluente final com os parâmetros requeridos para água de reúso em sistemas de refrigeração conclui-se que a qualidade atingida está próxima daquela requerida para este tipo de reúso.

Os resultados demonstram a possibilidade de reúso do efluente da indústria da pesca em sistema de refrigeração após tratamento com cianobactéria associada ao uso de coagulantes.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 142, p. 29-45, 2002.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington 20 ed. 1998.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Diário Oficial da República Federal do Brasil, Brasília, 2005.

CONTRERAS, E. M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N. E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4455-4463, 2000.

FORNARI, M.; Cobrança pelo uso deve estimular a reutilização. **Revista Saneamento Ambiental**. Ano XVI – nº118, p. 24 – 27, 2006.

GUIDA, M.; MATTEI M.; ROCCA, C. D.; MELLUSO, G.; MERIC, S.; Optimization of alum-coagulation/flocculation for COD and TSS removal from five municipal wastewater **Desalination**. v. 211 p.113, 2007.

HILAL, N.; BUSCA, G.; ROZADA, F.; HANKINS. N. Use of activated carbon to polish effluent from metalworking treatment plant: comparison of different streams. **Desalination**. p. 297–306, 2005.

HESPANHOL, I. Potencial de Reúso de Água no Brasil-Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 7, p. 75-95, 2002.

HORNES, M.; QUEIROZ, M.I. Evaluation of the growth of cyanobacterium *Aphanothece microscopica Nægeli* in effluent of fishing industry. in: **CHISA – 16th International Congress of Chemical and Process Engineering**. Prague, 2004.

KIM, SEUNG-HYUN; MOON, SEONG-YONG; YOON, CHO-HEE. Role of coagulation in membrane filtration of wastewater for reuse. **Desalination**. v. 173, p. 301-307, 2005.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**. v. 37, p. 2228-2232, 2003.

LUCAS, A. P. C. Tratamento anaeróbio de efluentes da indústria de pescado em reator UASB. Rio Grande. **Dissertação Mestrado em Engenharia de Alimentos** - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 1999.

MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F. El.; MUÑOZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 73, p. 263-272, 2000.

MIERZWA, J. C. **Água na indústria: uso racional e reúso**. p. 143, 2005.

MORAES, M.A.; PINTO, L.A.A.; ROSA, G. S.; PRZYBYLSKI, S.L.A.. Quitosana como agente coagulante no tratamento de efluentes. **XXXII Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados**, Maringá, 2006.

QUEIROZ, M.I. Remoção do nitrogênio em efluente da indústria de parbolização do arroz e conversão em biomassa por *Aphanothece microscópica Nägeli*. **Tese doutorado em biotecnologia**. Universidade Federal de Pelotas, 1998.

QUEIROZ, M.I.; HORNES, M.O.; BASTOS, R. Quality evaluation of the *Aphanothece* cyanobacteria protein and perspective of its use in alimentary diets. In: CHAMES, S.W., CÁNOVAS-BARBOSA, G.V. and AGUILERA, J.M. (Ed.) **Proceedings of the eighth International Congress on Engineering and Food (ICEF 8)**, Pennsylvania, USA, p.1911-1914, 2001.

QUEIROZ, M. I.; BASTOS, R.; ZEPKA, L.; VOLPATO, G.; SEVERO, M. Cinética de crescimento para a produção de proteína unicelular a partir do efluente da parboilização do arroz. **Anais do VII Encontro Regional Sul de Ciência e Tecnologia de Alimentos**, p. 06, 2002.

QUEIROZ, M. I.; BENERI, R.; BASTOS, R.; ALMEIDA, R. Single-cell protein production by *Aphanothece microscópica Nägeli* in rice parboiled effluent. **Food Science and Biotechnology**. v. 13, n. 1, p. 142-150, 2004.

QUEIROZ, M. I. ; JACOB, E. ; ZEPKA, L. Q. ; BASTOS, R. . The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cyanobacteria in a stirred batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2163-2169, 2007.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STANIER, R. Y. Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Great Britain. n. 111. p. 01-61, 1979.

SANCHO, M. E. M.; CASTILLO, J. M. J.; YOUSFI, F. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. **Process Biochemistry**. v. 34, p. 811-818, 1999.

SARAIVA, L. B. **Pós-Tratamento em efluentes de indústria de arroz parboilizado com reator SBR**. Rio Grande. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2000.

SEMMENS, M.J.; FIELD, T.K. Coagulation: experiences in organic removal. **Journal American Water Works Association**, p.476-83, 1980.

SILVA, A.G.M; QUEIROZ, M.I.; HORNES, M.O.; MITTERER, M.. Separação da biomassa do efluente da indústria pesqueira tratado com cianobactéria – possibilidade de reúso da água residuária. **Química Nova**. xx, x-xx, 2008. (in press)

SYLVESTRE, S.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J. Performance d'un photobioréacteur utilisant la cyanobactérie *Phormidium bohneri* pour l'enlèvement de l'azote et du phosphore. **Environment Technology**. v. 17, n. 7, p. 697-706, 1996.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media. **Bioresource Technology**. v. 57, p. 45-50, 1996.

CAPITULO 4

CONCLUSÃO GERAL

CONCLUSÃO GERAL

O efluente da indústria da pesca demonstrou importante potencial para reúso em sistemas de refrigeração, sendo evidenciada no desenvolvimento do trabalho a eficiência da utilização de coagulantes FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, para separação da biomassa resultante do tratamento desta água residuária por *Aphanothece microscopica* Nägeli, com superioridade do FeCl_3 em relação ao $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, no que diz respeito à totalidade dos parâmetros analisados. Ficou demonstrada a aplicabilidade da associação do tratamento do efluente da indústria da pesca tratado por *Aphanothece* com a utilização de coagulantes para reúso da água residuária em sistemas de refrigeração.